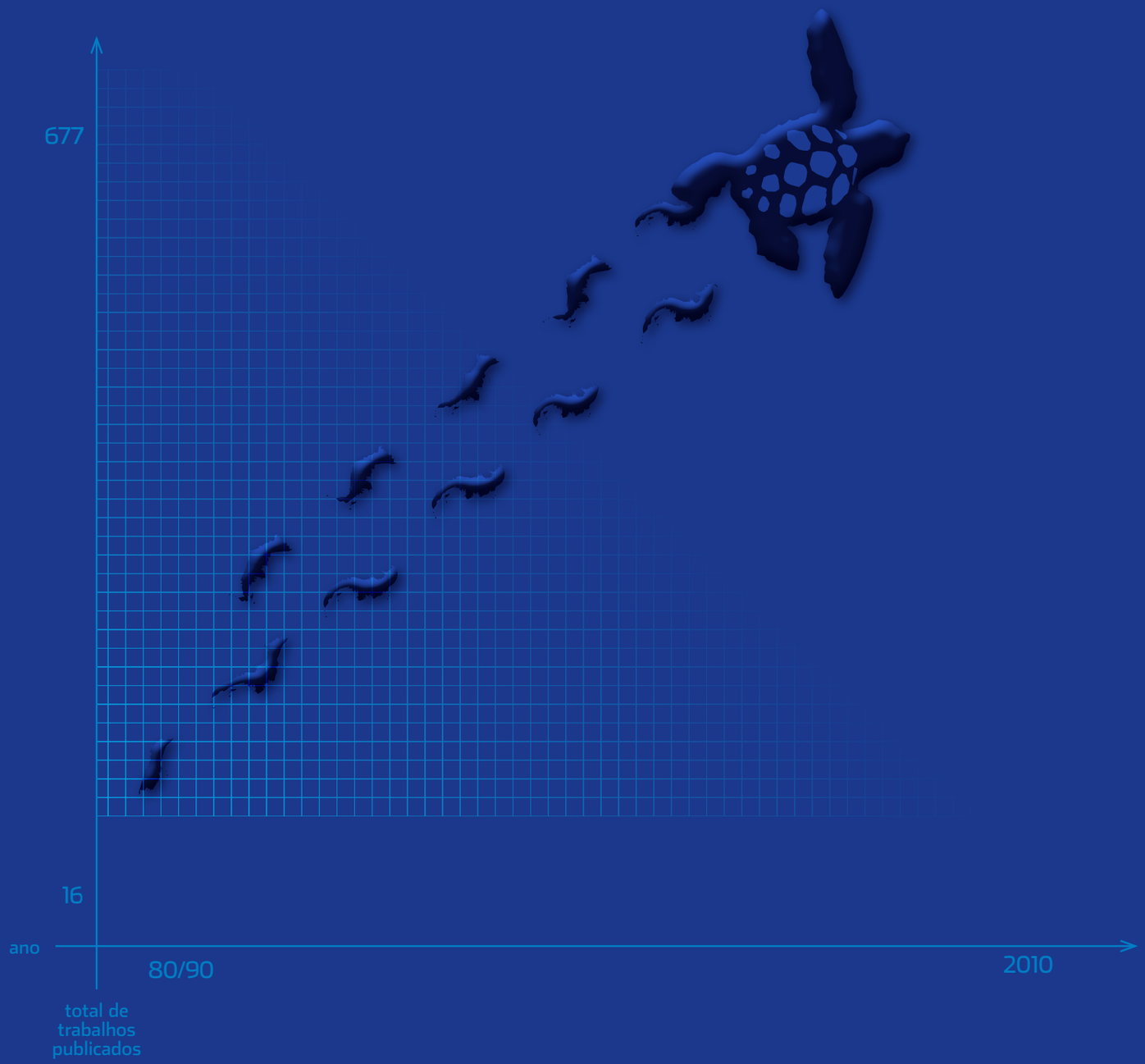


PROJETO TAMAR
+ 30 anos

Projeto Tamar

Pesquisa e Conservação

Lista de publicações desde 1980

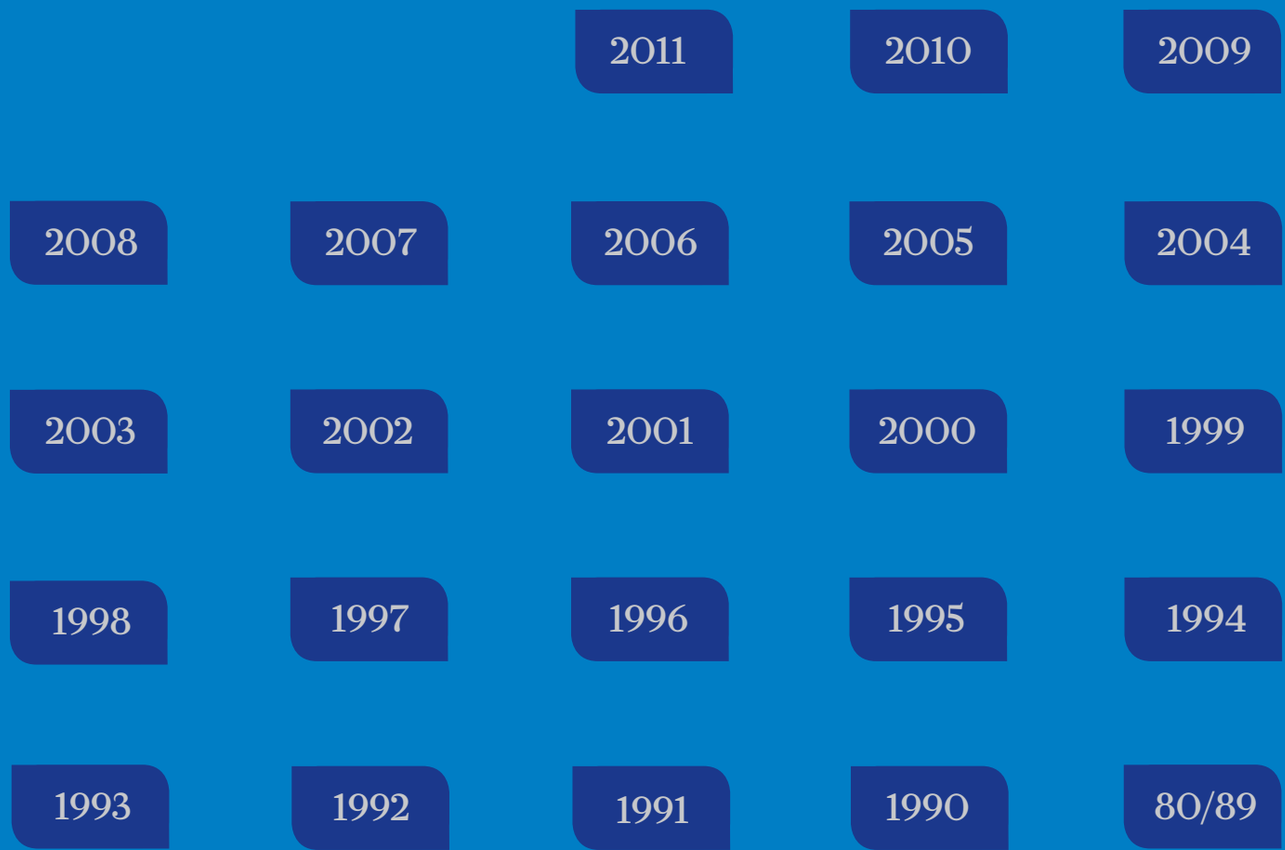
Apresentação

Estas publicações são fruto da cooperação entre os pesquisadores da Fundação Pró Tamar e Instituto Chico Mendes de Biodiversidade (ICMBIO) com o patrocínio nacional da Petrobras. Neste cd estão contidas as referências de todos os trabalhos publicados pelo TAMAR e o texto completo dos que possuem uma versão eletrônica (em branco). Durante seus trinta anos de existência, o projeto TAMAR, tornou-se referência mundial, participando de inúmeros eventos internacionais/nacionais e publicando artigos nos principais veículos voltados para as suas linhas de trabalho com pesquisa, conservação e educação ambiental.

Os números

Artigos internacionais	105
Artigos Nacionais	24
Eventos internacionais	122
Eventos Nacionais	276
Teses de Doutorado	03
Dissertações de Mestrado	21
Monografias	62
Pós graduações	01
Revistas TAMAR	09
Boletins TAMAR	42
Livros/ Capítulos de livros	13
Vídeos	20
CD-Rom	02
Cartilhas	04
Publicações especiais internas	03

1. Click sobre o ano referente à publicação que deseja consultar.
2. Para visualizar o texto completo click na referência desejada.
3. As referências que possuem a versão eletrônica estão marcadas com a cor branca.



Artigos Internacionais

ALMEIDA, A. P.; ECKERT, S. A.;BRUNO, S. C,; SCALFONI, J. T.; Giffoni B,; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; THOMÉ, J. C. A.;Satellite-tracked Movements of Female *Dermochelyscoriacea* From Southeastern Brazil. **Endangered Species Research.** 15: 77–86, 2011.

ALMEIDA, A. P.; MOREIRA, L. M. P.; BRUNO, S. C.; THOMÉ J .C. A.; BOLTEN, A. B.; BJORDAL, K.A. Green Turtle Nesting on Trindade Island: Trend, Abundance and Biometrics. EndangeredSpeciesResearch. 14(3): 193-201. 2011

CARVALHO, A. F.; MARCOVALDI, G.; PAIVA, M. I. G. *Asarcenchelysl ongimanus (Ophichthidae, Myrophinae),* Two Additional Specimens and Range Extension in the South-western Atlantic. Curitiba/PR - **Marine Biodiversity Records**, v. 4, p. 1 -4, 2011.

CARVALHO, A. F.; MARCOVALDI, G.; SAMPAIO, C. L. S.; PAIVA, M. I. G.First report of *Macruronus novaezelandiae* (Gadiformes, Merluccidae, *Macruroninae)* from Atlantic tropical waters.**Marine Biodiversity Records**, v. 4, p. 1-3. 2011.

SANTOS, R. G.; MARTINS, A. S.; FARIAS J. N.; HORTA, P. A. Coastal Habitat Degradation and Green Sea Turtle Diets in Southeastern Brazil. Marine PollutionBulletin, v. 62, p. 1297-1302, 2011.

SERAFINI, T. Z., CARNEIRO, K., LIMA, M.F., LUCA, M.J.Identifying and Mitigating Hatchling Disorientation on Nesting Beaches. **Marine Turtles Newsletter,** nº 129, 2010.P.14-16.

SILVA, A. C. C. D.; dos SANTOS, E. A. P.; OLIVEIRA, F. L. C.; WEBER, M. I.; BATISTA, J. A. F.; SERAFINI, T. Z.; CASTILHOS, J. C. Satellite-tracking Reveals Multiple Foraging Strategies and Threats for Olive ridleyTurtles in Brazil. **Marine Ecology Progress Series.**V.443: 237–247, 2011.

Artigos Nacionais

ALMEIDA, A. de P.; SANTOS, A. J. B., THOMÉ, J. C. A.; BELLINI C.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. Â., SANTOS, A. S. dos; LOPEZ, Milagros. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Ano 1 - No 1, p. 12-19. 2011.

ALMEIDA, A.de P.; THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C., MARCOVALDI, M. Â., SANTOS, A. S. dos, LOPEZ, Milagros. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira,** Ano 1 - No 1, p. 37-44.2011.

CASTILHOS, J. C. de; COELHO, C. A.; ARGOLO, J. F.; SANTOS, E. A. P. dos; MARCOVALDI, M. Â.; SANTOS, A. S. dos, LOPEZ, M. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. **BiodiversidadeBrasileira,** RevistaCientífica, Ano 1 - No 1, p. 28-36. 2011

GOLDBERG, D. W.; WANDERLINDE, J.; FREIRE, I. M. A.; SILVA da, L. C. P.; ALMOSNY, N. R. P. Serum Biochemistry Profile Determination for Wild Loggerhead Sea Turtles Nesting in Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil. **Ciência Rural**, Santa Maria, v.41, n.1, p. 143-148, 2011.

MACEDO, G. R.; PIRES, T. T.; ROSTAN, G.; GOLDEBERG, D. W.; LEAL, D. C.; NETO, A. F. G.; FRANKE, C. R. Ingestão de Resíduos Antropogênicos por Tartarugas Marinhas no Litoral Norte do Estado da Bahia, Brasil. Ciência Rural, Santa Maria, v.41, n.11, p.1938-1943, 2011.

MARCOVALDI, M. Â.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. e S.; BELINI, C.; SANTOS, A. S. do; LOPEZ, M. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, Ano 1 - No 1, p. 20-27 .2011.

SANTOS, A. S. dos, SOARES, L. S., MARCOVALDI, M. Â., SILVEIRA, D. da, GIFFONI, B.; ALMEIDA, A. de P. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) no Brasil. **Biodiversidade Brasileira,** Ano 1 - No 1, p. 3-11, 2011.

SANTOS A. S. dos, ALMEIDA, A. de P., SANTOS, A. J. B., GALLO, B., GIFFONI,B., BAPTISTOTTE, C., COELHO, C. A., LIMA, E.H.S.M., SALES, G., LOPEZ, G. G., STAHELIN, G., BECKER, H., CASTILHOS, J.C. de., THOMÉ, J. C. A., WANDERLINDE, J., MARCOVALDI, M. A., LÓPEZ-MENDILAHARSU, M., MELO, M.T.D., BARATA, P.C.R., SFORZA, R. Plano de ação nacional para a conservação das Tartarugas Marinhas. Brasília/ ICMBio, 2011. 120 p. (Série Espécies Ameaçadas, 25)

Eventos Internacionais

GIFFONI, B.; AZEVEDO, V. G; BUGONI, L; FIEDLER, F. N; SWINMER, Y; SALES, G. Circle Hooks and Catch Rates of Target and BycatchSpecies in the Longline Fishery in the Southwest Atlantic Ocean. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUMON CIRCLE HOOKSINRESEARCH, MANAGEMENT AND CONSERVATION.2011, Miami. **Proceeding** ..., [S.l.:s.n.], p-25. 2011.

MACHADO, M. S.; BRANCALION, P. H. S.; POSTACHEFF, C. M. Challenges for Seedling Production for Forest Restoration in Ocean Island: The Case Study of Protected Areas of Fernando de Noronha/PE. In: WORLD CONFERENCE ON ECOLOGICAL RESTORATION - SER 2011, Mérida, 2011. **Book of Abstract**..., [S.l.:s.n.], 2011.

Eventos Nacionais

ALVARENGA, F.S.; BECKER, J.H.; GIFFONI, B.B.; MACEDO, S.; ALMEIDA, B.A.D.L.; WERNECK, M.R.; BRONDIZIO, L.S.; OTTONI, G.F.; TAVARES, R.I.S.; BRITTO, M. de K.; DAMASIO, L. de M.A.; GALLO, B.M.G. Caracterização dos Cercos Flutuantes em Ubatuba – Litoral Norte de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA,5., 2011. Santos, **Resumo**...[S.l.:s.n.], p.1-6. 2011.

BARATA, P.C.R.; CARMAN. V.G.; SANTOS, A.S.; BONDIOLI, A.C.V.; ALMEIRA, A.P.;SANTOS,A.J.B.S.; SILVA, A.C.C.D.; GALLO, B.M.G.; GIFFONI, B.B.; DOMIT, C.; BAPTISTOTTE, C.; BELLINI, C. BATISTA, C.M.P.; BEZERRA, D.P.; MONTEIRO, D.S.; ALBAREDA, D.; LIMA, E.H.S.M.; LIMA, E.P.; GUEBERT-BARTOLO, F.; SALES, G.; LOPEZ, G.G.; STAHELIN, G.D.; BRUNO, I.; CASTILHO, J.C.; THOMÉ, J.C.A.; NUNES, J.A.A.; BECKER, J.H.; WANDERLINDE, J.; ROSA, L.; MARCOVALDI, M.A.G.; MELO, M.T.D.; MASCARENHAS, R.; ESTIMA, S.C.; NARO-MACIEL, E. Variação Latidutinal na Distribuição do Tamanho de Tartarugas-verdes (Cheloniamydas) ao Longo de Parte da Costa Leste da América do Sul.In:JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5., 2011 Florianópolis.**Livro de Resumos**... Florianópolis, [s.n], p. 18-22. 2011.

BELLINI, C.; SANTOS, A. J. B.; BARATA, P. C. R. Desovas de Tartarugas-verdes (*Chelonia mydas)* no Atol das Rocas, Brasil, 1990 – 2008. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 14., 2011, Balneário Comburiu. **Anais**...[S.l.:s.n.], 2011.

GOLDBERG, D. W.;BARSANTE, A.; Marinho, L. A.; NETO,L. D.; Vieira, D. G.; STANHELLIN, G. D.; BASTOS, J. C.; BASTOS, V. L. F. Indicadores Bioquímicos Nutricionais de Fêmeas de *Eretmochelys imbricata* durante o período reprodutivo. In:JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5. Florianópolis, 2011.**Livro de Resumos**... Florianópolis, [s.n], p.79-82. 2011.

GOLDBERG, D. W.; WANDERLINDE, J.; BRITTO, M. K.; MONTEIRO, D. S.; CEGONI,C. T.; FIEDLER, F. N.; SWIMMER, Y.; STAHELIN,G. D. Telemetria de Satélite de uma Macho Adulto de Tartaruga-Cabeçuda Carettacarettano Litoral Suldo Brasil. In:JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5. Florianópolis, 2011.**Livro de Resumos**... Florianópolis, [s.n], p.79-82. 2011.

JUNIOR, N. O. L.; CARMO, G. D.; GIFFONI, B. B.; FIEDLER, F. N.; SALES, G. Ações de Difusão dos Anzóis Circulares como Medida Mitigadorana Frota Espinheira de Itaipavas/ES. In: JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5. Florianópolis, 2011.**Livro de Resumos...** Florianópolis, [s.n], p.191-194, 2011.

JÚNIOR, J. C. R.; VERÍSSIMO, L. F.; LARA, P. H. Análise da Decomposição de *Chelonia mydas* em Ambiente Marinho. In: IX CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE HERPETOLOGIA, 9., 2011, Curitiba. **Resumo...** [S.l.:s.n.], 2011.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; JORGE, C. de S.; COELHO, A. M. G. "Nem Tudo que Cai na Rede é Peixe". In: JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5. Florianópolis, 2011. **Livro de Resumos...** Florianópolis, [s.n], p.198-201, 2011.

LOPEZ, G.; TOGNIN, F.; SANTOS, A. J. B. Programa Tamar na Escola - Bahia, Pernambuco e Rio Grande do Norte. In: CONGRESSO NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 2., E CONGRESSO NORDESTINO DE BIOGEOGRAFIA JOÃO PESSOA, 4., 2011, João Pessoa,[S.l.:s.n.], 2011.

MARCOVALDI, M.A.; ALMEIDA, A. P.; SILVA, A. C. C. D.; GIFFONI, B.; LIMA, E. H. M.; LOPEZ, G. G.; CASTILHOS, J.C.; THOMÉ, J. C.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.;BRUNO, S.C. Subsídios para a Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas no Brasil Obtidos pela Telemetria por Satélite. In: SIMPÓSIO DE PESQUISA E INICIAÇÃO CIENTÍFICA DO ICMBIO, 3., 2011, Brasília,**Anais...** [S.l.:s.n.], 2011.

MELO, M. T.D.;LIMA, E. H.S.M. Capturas Incidentais de Tartarugas Marinhas em Currais de Pesca Monitorados em Almofala/Ceará 2010. In:JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5. Florianópolis, 2011.**Livro de Resumos...** Florianópolis, [s.n], p.175-178, 2011.

NARO-MACIEL, E.; BONDIOLO, A. C. V.; MARTIN, M.; BAPTISTITTE, C.; BELLINI, C.; ALMEIDA, A. P.; MARCOVALDI, M. A.; SANTOS, A. J. B.; TOREZANI, E.; AMATO, G. Conservations genetics of the green turtle (*Chelonia mydas)* in Brazil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 57., 2011, Águas de Lindóia. **Anais...** [S.l.:s.n], 2011.

OTTONI-NETO,G. F.; BECKER, J. H.; GIFFONI, B. B.; ALVARENGA, F. S.; TAVARES, R. I. S.; BRITO, M. K.; GALLO, B. M. G. Influencia da Luminosidade na Captura Incidental de Tartarugas Verdes (*Chelonia mydas*) e de Peixesnas Redes de Emalhe. In:JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5. Florianópolis, 2011.**Livro de Resumos...** Florianópolis, [s.n], p.171-174, 2011.

RODENBUSCH, C. R.; PIRES,T. T.; BAPTISTOTTE, C.; CANAL, C. W. Fibropapilomatose em Tartarugas Verdes(*Chelonia mydas*)da Bahia -Caracterização Molecular do chhv. In:JORNADA DE PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 5. Florianópolis, 2011.**Livro de Resumos...** Florianópolis, [s.n], p.92-94, 2011.

SANTOS, F. R. dos.; VILAÇA, S. T.; VARGAS, S. M.; LARA-RUIZ, P.; MOLFETTI, E.; REIS, E. C.; LOBO-HAJDU, G.; SOARES, L. Conservation Genetics of Hawksbill SeaTurtles 'from the Brazilian Coast. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 57., 2011, Águas de Lindóia. **Anais...** [S.l.:s.n], 2011.

Vol. 15: 77–86, 2011
doi: 10.3354/esr00359

ENDANGERED SPECIES RESEARCH
Endang Species Res

Published online October 21

OPEN ACCESS

Satellite-tracked movements of female *Dermochelys coriacea* from southeastern Brazil

Antonio P. Almeida[1,*], Scott A. Eckert[2], Soraya C. Bruno[3], Juarez T. Scalfoni[1], Bruno Giffoni[4], Milagros López-Mendilaharsu[5,6], João Carlos A. Thomé[1]

[1]Projeto TAMAR/ICMBio, Linhares, ES, CEP 29900-970, Brazil
[2]Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECAST), Ballwin, Missouri 63011, USA
[3]Fundação Pró-TAMAR, Vitória, ES, CEP 29040-715, Brazil
[4]Fundação Pró-TAMAR, Ubatuba, São Paulo, CEP 11680-000, Brazil
[5]Fundação Pró-TAMAR, Salvador, BA, CEP 41815-135, Brazil
[6]Programa de Pos-Graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, IBRAG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, CEP 20550-019, Brazil

ABSTRACT: Four female leatherback sea turtles *Dermochelys coriacea* were satellite tracked from the southeastern coast of Brazil (3 from nesting beaches in the state of Espírito Santo, and 1 recovered from a driftnet off the coast of the state of São Paulo), representing the first study of movements of leatherbacks nesting on Brazilian grounds. The results suggest that during the internesting period, leatherbacks may disperse up to 160 km from the nesting beach using an area of 4400 km^2. Tracking also revealed shared feeding areas in southern South America, comprising Brazilian, Uruguayan, and Argentinean waters, and highlighted important interactions with fisheries along nesting, migratory, and feeding habitats. The presence in migratory/foraging areas of turtles from at least 2 different nesting populations from both sides of the South Atlantic Ocean supports the concept that management efforts for this species must incorporate a broad regional perspective.

KEY WORDS: *Dermochelys coriacea* · Satellite telemetry · Migration · Internesting · Postnesting · Atlantic Ocean

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

INTRODUCTION

Leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting sites are spread over tropical and subtropical areas along all ocean basins (Spotila et al. 1996, Eckert 2006, Eckert et al. 2006, Thomé et al. 2007, Benson et al. 2007a, Fossette et al. 2008). Their pelagic habits, reinforced by several satellite telemetry studies, evidence a very broad distribution, reaching temperate and even sub-polar areas (Eckert 2006, James et al. 2006a,b). Extensive migratory movements have been reported in the North Atlantic (Hays et al. 2004, James et al. 2005a,b, Eckert 2006, Eckert et al. 2006), eastern Pacific (Morreale et al. 1996, Spotila et al. 2000, Shillinger et al. 2008), western Pacific (Benson et al. 2007b), and Indian Oceans (Hughes et al. 1998, Luschi et al. 2003).

However, the conservation status of different populations varies: in the eastern Pacific Ocean, populations face strong declines, probably due to high rates of incidental captures in fisheries (Eckert & Sarti 1997, Spotila et al. 2000, Martínez et al. 2007, Santidrián Tomillo et al. 2007) and poor foraging habitats (Saba et al. 2007, 2008). In contrast, the largest rookeries in the world are located in the Atlantic (Eckert 2006, Fretey et al. 2007, Girondot et al. 2007, Hilter-

*Email: tonim@tamar.org.br

© Inter-Research 2011 · www.int-res.com

man & Goverse 2007, Fossette et al. 2008), and stable or increasing trends have been reported (Dutton et al. 2005, Chacón-Chaverri & Eckert 2007, Ordoñez et al. 2007), even in severely reduced nesting populations (Thomé et al. 2007).

Defining high-use habitat areas or pathways can help to understand the differences in the conservation status of different populations and guide the development of effective conservation efforts. In the South Atlantic, however, information regarding habitat use and migratory movements of leatherbacks is restricted to a few tag recoveries (Billes et al. 2006), a single study of foraging leatherbacks captured at sea (López-Mendilaharsu et al. 2009), and recent studies of postnesting movements from Gabon (Fossette et al. 2010, Witt et al. 2011). These studies documented transoceanic movements from nesting grounds in Africa to South America, and seasonal latitudinal movements of foraging leatherbacks between temperate and tropical high-use areas in South America. Particularly lacking is a study of leatherbacks from southwest Atlantic nesting beaches.

The nesting ground on the north coast of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil (around 19° S), comprises the only known regularly used leatherback nesting site in Brazil (Fig. 1). The number of nests laid each year varies between 6 and 92 along a 160 km section of the coastline, with more than 90% of the nests located along the southernmost 80 km (Thomé et al. 2007). To manage this nesting area, the entire coastline is divided into 1 km patrol zones, numbered south to north; in the southern 37 km, the area is protected under an Indigenous Land (km 1–23) and a Federal Conservation Unit (Reserva Biológica de Comboios, REBIO Comboios, km 23–37). The remaining area is mostly occupied by farming interspersed with a few villages located along the coast (Pontal do Ipiranga, km 92; Guriri, km 145; and Itaúnas, km 159). The coastline and beaches are relatively well preserved with minimal development pressures.

This study aimed to understand for the first time the internesting and postnesting movements of females tracked from an endangered and severely depleted rookery located in Brazil.

MATERIALS AND METHODS

Projeto TAMAR-ICMBio, the Brazilian Sea Turtle Conservation Program, has been working on the northern coast of the state of Espírito Santo since 1982, initially at Comboios and later gradually extending its activities northward. Since 1991, between 1 October and 31 January the entire leatherback nesting area has been patrolled daily at dawn by local fishermen, as well as by technical staff to record and protect nests, and during the peak of the season at night to tag nesting turtles (Almeida & Mendes 2007, Thomé et al. 2007).

Satellite transmitters (KiwiSat 101, Sirtrack) were attached to 3 nesting leatherback females during the 2005–2006 nesting season. One additional female



Fig. 1. *Dermochelys coriacea*. Nesting area in the state of Espírito Santo (ES) in southeastern Brazil (dashed rectangle)

was satellite tagged on 12 February 2006 (also during the nesting season) after capture in a driftnet, ca. 200 km off the coast of the state of São Paulo (24° 59′ S, 44° 31′ W) (Table 1).

Transmitters were powered by 4 C-size lithium batteries (0.5 W output), and were configured to transmit continuously upon surfacing during the first 30 d of deployment, and 24 h on/48 h off after this period. Transmissions, processed via Argos (http://argosinc.com), reported location information, surface temperature at the time of transmission, battery voltage, and number and duration of transmissions. Each transmitter was attached to a flexible harness using standard methods that have been used in many previous leatherback satellite tracking studies (e.g. Eckert et al. 1989, 2006, James et al. 2005a,b, Eckert 2006, Benson et al. 2007b, Hitipeuw et al. 2007, Shillinger et al. 2010).

Each turtle was measured with flexible plastic tapes (curved carapace length and width) and tagged with inconel tags (National Band and Tag Co.) in both rear flippers. Other data, such as date, time, and location, were also collected.

We located turtles through the Argos system with geolocations being categorized into 7 location classes (3, 2, 1, 0, A, B, and Z). Location classes (LCs) 3, 2, and 1 are categorized to lie within 150 m, 150–350 m, or 350–1000 m, respectively, of the tag's true position, while LCs 0, A, and B have no location error estimate. Location data provided by Argos were downloaded and analyzed in the Satellite Tracking and Analysis Tool (STAT; Coyne & Godley 2005), including data on bathymetry associated with the turtles' positions. Routes were reconstructed using LC 1–3 positions and filtered Argos positions LC 0 and A based on a maximum rate of travel of 5 km h^{-1}. Geographic information systems software (ArcGis 9.1, ESRI) was used to map turtle movements and calculate high-use areas. To define important habitats for each turtle, we calculated fixed kernel home ranges using Hawth's Analysis Tools for ArcGIS (Beyer 2004). High-use areas were defined using 50% utilization distribution (UD) of kernel home range estimation (KHRE; Eckert et al. 2006). To reduce temporal autocorrelation and sampling bias, data sets were filtered using the best single location per day, and the internesting period data were assessed separately from postnesting period data. Additional information from direct observations recorded during beach patrolling was used to complement information regarding internesting behavior.

RESULTS

Transmitters were attached to 3 females in Linhares, northern Espírito Santo (Table 1), on 13 to 15 December, during the peak of the nesting season. The nesters (Dc1–3) were tracked for 26, 388, and 409 d, respectively. A fourth leatherback female (Dc4) was tagged around 200 km off the southeastern Brazilian coast and was tracked for 97 d (Table 1). This turtle (Dc4) received the transmitter recovered from Dc1, who had been killed earlier in a coastal gillnet.

Internesting movements

The 3 females tagged at Espírito Santo nesting beaches returned to nest at least once after transmitter deployment (Table 2). The fourth female (Dc4) was tagged at sea and did not nest while being tracked.

No patterns were evident among movements between individual consecutive nesting attempts, except that all turtles re-nested along different sections of the coast at each nesting (Fig. 2, Table 2).

After satellite tag deployment, Dc1 (Fig. 2A) traveled in a loop ca. 150 km offshore and returned to nest 13 d after deployment. This turtle then moved

Table 1. *Dermochelys coriacea*. Deployment and tracking information for leatherback turtles equipped with satellite transmitters at nesting beaches in Espírito Santo and off the coast of São Paulo, Brazil, from December 2005 to January 2007. CCL: curved carapace length. Dates given in dd/mm/yy

Turtle ID	Turtle tags	CCL (cm)	Deployment location	Deployment date	Date of last location	Days tracked	Minimum distance traveled (km)	End battery voltage (mA)
Dc1	BR 48825/ 48833	156	Pontal do Ipiranga	13/12/05	08/01/06	26	1868	62
Dc2	BR 48540/ 48544	155	Comboios	15/12/05	05/01/07	388	15982	40
Dc3	BR 48549/48550	153	Comboios	15/12/05	28/01/07	409	12698	35
Dc4	BR 49147/49148	153	Off São Paulo	12/02/06	20/05/06	97	4165	18

Table 2. *Dermochelys coriacea.* Nesting activity information recorded for the 3 leatherbacks tagged in December 2005 at the nesting beaches in the state of Espírito Santo, Brazil. Deployment dates (as dd/mm/yy) are in **bold**; time intervals are in days. (–) indicates first record of an individual in the season

Turtle	Nesting date	Record location (beach zone)	Distance from last landings (km)	Record type	Interval between consecutive records	Interval between 1st and last records	Maximum spatial interval between nests (km)
Dc1	11/11/05	46	–	Nest	–	57	66
	13/12/05	96	50	Nest	32		
	26/12/05	31	65	Nest	13		
	07/01/06	30	1	False nest	12		
Dc2	04/11/05	33	–	Nest	–	53	46
	15/12/05	24	9	Nest	41		
	27/12/05[a]	70	46	Nest	12		
Dc3	05/11/05	25	–	Nest	–	73	36
	25/11/05	31	6	Nest	20		
	05/12/05	27	4	Nest	10		
	15/12/05	28	1	Nest	10		
	27/12/05	61	33	Nest	12		
	06/01/06[a]	40	21	Nest	10		
	17/01/06	42	1	Nest	11		

[a]Females not found in the field; nests attributed to tagged females from telemetry data

south, in a new loop that reached ca. 80 km offshore and emerged 12 d later in a false attempt to nest. On the next day (8 January), the turtle died entangled in a coastal gillnet in the mouth of the Doce River, 26 d after deployment. The turtle was entangled by the front flipper, and apparently the harness did not contribute to the entanglement. Necropsy revealed eggs, indicating that further nesting activity could have been possible. Data from beach patrols and observed internesting intervals suggested that this turtle had nested 5 times (Table 2) before entanglement. Dc1's in-water latitudinal internesting movements far exceeded the limits of the nesting area, comprising more than 300 km. The total distance traveled was 1281 km during the internesting period, and the maximum distance from the coast was 161.6 km. The high-use area comprised 4443 km^2 (50% KHRE).

Dc2 (Fig. 2B) moved ca. 56 km offshore, then headed south close to the municipality of Anchieta, and thereafter turned northward, looping very close to the coast. At the latitude of the Doce River mouth, the turtle headed west, meandering in a loop over 10 to 20 km from the shoreline, and then moved southward, heading to the coast around the southern limit of the nesting area; from this point, the turtle moved northward, navigating very close to the shoreline, for ca. 90 km, emerging to the last nest on 27 December, 46 km away from its first nest site. The total distance traveled was 724.3 km during the internesting period, and the maximum distance from the coast was 71.7 km. The high-use area comprised 2667 km^2 (50% KHRE).

Turtle Dc3, which received the transmitter on the same day as Dc2, showed more coastal movements (Fig. 2C), reaching ca. 50 km from the coast. Despite some meandering movements at the northern limit of the nesting area, this turtle stayed mostly in the southern nesting area and nested 3 times after deployment. Beach patrol data closely agree with the telemetry data and show that the turtle laid nests over a 73 d timeframe in the southern region. Nests were distributed as far as 36 km apart (Table 2). The total distance traveled was 1038.7 km during the internesting period, and the maximum distance from the coast was 53.1 km. The high-use area comprised 438.5 km^2 (50% KHRE).

Movements of female leatherbacks ranged from 40 to 118 km d^{-1} (mean) between nesting events. All turtles reached the shelf break, and the movements of Dc1 ranged along the 2000 m isobath (Fig. 2A). The total area, as delineated by the 75% UD, was centered at the Doce River and extended offshore 60 km and 150 km to either side of the nesting area, comprising 4941 km^2. The high-use area as described by the 50% UD was also centered at the Doce River mouth, and extended over a 50 km radius offshore and to each side along the coast, comprising 1170 km^2 (Fig. 3). The overall 25% UD corresponded to 356.5 km^2.

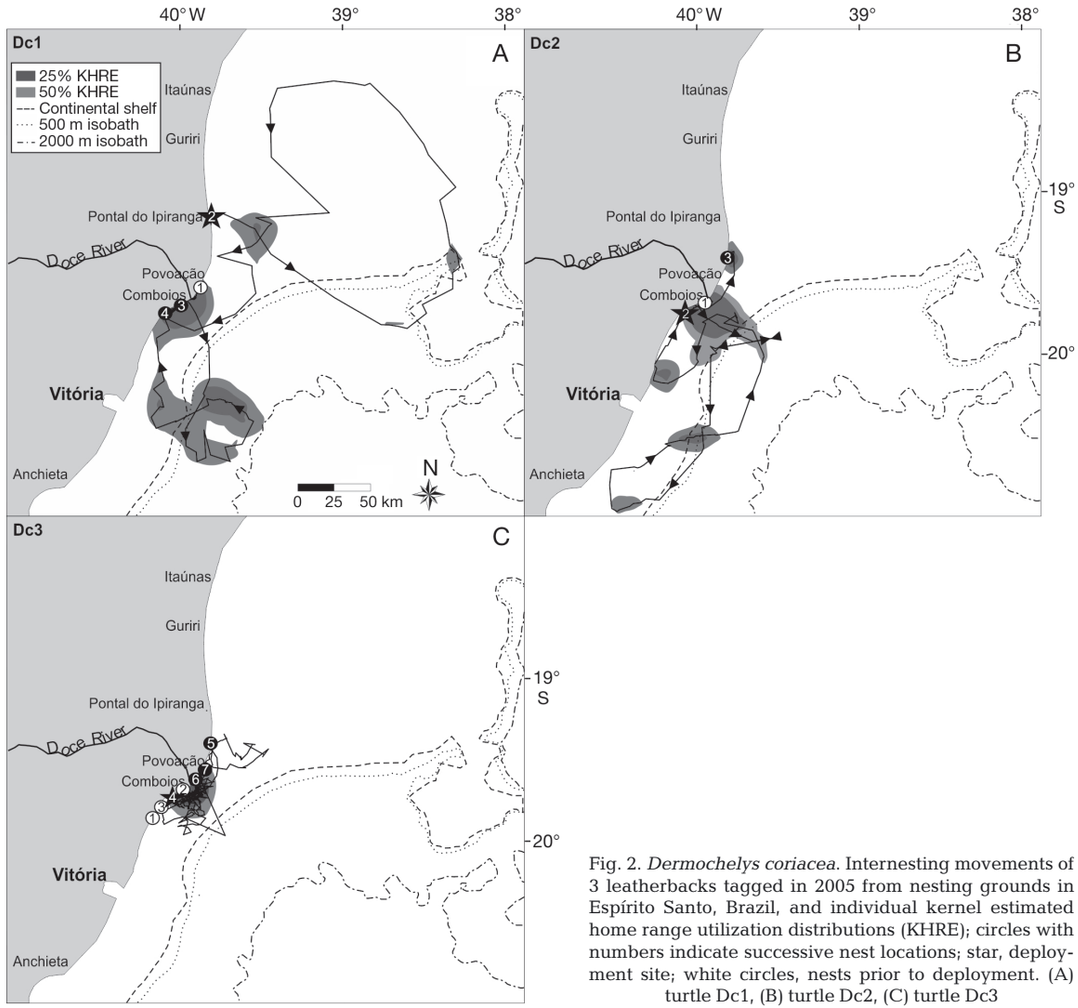


Fig. 2. *Dermochelys coriacea*. Internesting movements of 3 leatherbacks tagged in 2005 from nesting grounds in Espírito Santo, Brazil, and individual kernel estimated home range utilization distributions (KHRE); circles with numbers indicate successive nest locations; star, deployment site; white circles, nests prior to deployment. (A) turtle Dc1, (B) turtle Dc2, (C) turtle Dc3

Postnesting movements

At the end of the nesting season, Dc2 and Dc3 started their migration southward. Dc2 moved offshore to oceanic waters before turning west and traveling 57 d to the coast of the State of Rio Grande do Sul; the turtle arrived on 23 February 2006 and remained for 50 d. After that, Dc2 moved south to waters off Uruguay, arriving on 15 April and spent 15 d there before moving northward to the state of São Paulo, which she reached on 3 June. The turtle then moved east on a 6775 km transoceanic journey that lasted 216 d, and reached waters 350 km off the coast of Angola, when transmissions ceased (Fig. 4A).

Dc3 moved south along the continental shelf over a period of 72 d, reaching the Rio de la Plata estuary, between Uruguay and Argentina, on 31 March 2006. After 55 d of residence in the estuary, the turtle moved northward for 93 d (starting on 25 May) towards the coast off the state of São Paulo (26 August). Following a 151 d gap in satellite transmissions, locations were again reported from the La Plata estuary on 26 January 2007 (Fig. 4B). These final transmissions lasted only 3 d.

Dc4, tagged after capture in the driftnet fishery on 12 February 2006, moved eastward to oceanic waters 600 km from the coast, and then moved northward, reaching the coast of the state of Rio de Janeiro on 21

Vol. 14: 193–201, 2011
doi: 10.3354/esr00357

ENDANGERED SPECIES RESEARCH
Endang Species Res

Published online August 31

Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics

Antonio de Padua Almeida[1,*], Luciana M. P. Moreira[1,2], Soraya Christina Bruno[3], João Carlos A. Thomé[1], Agnaldo S. Martins[2,4], Alan B. Bolten[5], Karen A. Bjorndal[5]

[1]Projeto TAMAR-ICMBio, Cx Postal 105, Linhares, ES 29900-970, Brazil

[2]Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas. Av. Marechal Campos, 1468, Maruípe, Vitória, ES 29040-090, Brazil

[3]Fundação Pró-TAMAR, Av. Paulino Miller, m 1111, Jucutuquara, Vitória, ES 29040-715, Brazil

[4]Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-graduação em Oceanografia Ambiental, Av. Fernando Ferrari, 514, Campus de Goiabeiras, Vitória, ES 29075-910, Brazil

[5]Archie Carr Center for Sea Turtle Research and Department of Biology, University of Florida, Gainesville, Florida 32611, USA

ABSTRACT: Green turtles *Chelonia mydas* nesting at Trindade Island, 1140 km off the coast of Brazil, were monitored discontinuously from 1982/83 to 2008/09. For 7 years during this period, the majority of nesting was monitored, and the number of nests deposited on Trindade varied from 1333 to 5261. Based on these nest counts, Trindade is among the most important known Atlantic nesting sites for green turtles. The population remained stable between 1991 and 2008. Data on female body size, clutch size, internesting intervals, remigration intervals, and hatching success are also presented.

KEY WORDS: Sea turtle · *Chelonia mydas* · Nesting · Biometrics · Atlantic Ocean · Brazil · Trindade · Population size

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

INTRODUCTION

Our understanding of the relative importance of sea turtle populations is a dynamic process, modified as new nesting areas are evaluated (Bourjea et al. 2007, Lauret-Stepler et al. 2007). The green turtle *Chelonia mydas* rookery on Trindade Island, Brazil, is one of the last major rookeries in the Atlantic to be characterized. Abundance estimates, population trends, and biometric parameters have been published for other major Atlantic green turtle populations, such as Tortuguero, Costa Rica; Ascension Island, UK; Aves Island, Venezuela; Suriname; and Florida, USA (Schulz 1975, Bjorndal & Carr 1989, Penaloza 2000, Godley et al. 2001, 2002, Seminoff 2004, Troëng & Rankin 2005, Broderick et al. 2006, Chaloupka et al. 2008).

The green turtle is the most abundant species recorded in stranding records along the Brazilian coast (Gallo et al. 2006), and flipper tags have revealed that green turtles foraging in Brazilian waters are derived from different nesting populations (Carr 1975, Lima & Troëng 2001). Except for a few nests recorded annually at nesting beaches in the state of Bahia, a major loggerhead *Caretta caretta* nesting ground in northeastern Brazil (Marcovaldi & Chaloupka 2007), the green turtle nesting areas in Brazil are restricted to the oceanic islands of Trindade, Atol das Rocas, and Fernando de Noronha (Moreira et al. 1995, Bellini et al. 1996, Bellini & Sanches 1996, Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Significant genetic structure exists among the 3 rookeries. Based on mtDNA haplotype frequencies, Trindade is significantly different from the other 2

*Email: tonim@tamar.org.br

© Inter-Research 2011 · www.int-res.com

rookeries, but Atol das Rocas and Fernando de Noronha are not significantly different from each other (Bjorndal et al. 2006). These rookeries have been monitored by Projeto TAMAR-ICMBio (the sea turtle conservation program of the Brazilian environmental agency) since 1982 (Filippini & Bulhões 1988, Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Although the annual numbers of nests at these sites made it clear that Trindade is the main green turtle nesting ground in Brazil (Moreira et al. 1995), there are no estimates of the rookery size at Trindade. Here, we estimated the annual number of nests and females, evaluated the trend in nesting numbers, and present biometric data for green turtles nesting on Trindade.

MATERIALS AND METHODS

Study area

Trindade Island (20° 30′ S, 29° 20′ W) is on the eastern end of the Vitória-Trindade Submarine Ridge, 1140 km off the coast of the state of Espírito Santo, southeastern Brazil (Fig. 1). The island is 13.5 km^2 in area and is almost totally composed of volcanic and subvolcanic rocks formed between the end of the Pliocene and the Holocene (Almeida 2002). The coastline consists of algae reefs, narrow beaches, and narrow dunes. The entire extent of the Vitória-Trindade chain is under the influence of the southward flow of the warm Brazil Current (Miranda & Castro Filho 1982). A tropical oceanic climate prevails, ameliorated by eastern and southern trade winds, with mean water temperatures of 27°C (DHN 1968). Air temperature is warmest in February and coldest in August (Alves 1998). An almost daily rain, lasting about 5 min, is called 'Pirajá.' Between April and October, cold fronts from Antarctica periodically reach the island (DHN 1968). Green turtles nest on 9 beaches (from 50 to 780 m long), which have varying degrees of rocky barriers that can prevent turtles from reaching the sandy areas to dig their egg chambers. The only human inhabitants on Trindade are personnel of the Brazilian Navy, which maintains a base on the island and provides protection for the nesting green turtles. Trindade has been under the control of the Brazilian Navy since 1957, well before the beginning of sea turtle monitoring on the island and can only be visited with permission from the Navy.

Surveys

Surveys were conducted during 17 non-consecutive nesting seasons, from 1982 to 2009, with large differences in patrol efforts, both temporal and spatial (Table 1). Different expeditions had distinct goals (tagging females, assessing hatching success, mapping emergences both spatially and temporally, or estimating the proportion of nests in relation to the total tracks). Consequently, types of data collected varied among the 17 seasons. Two beaches (Tartarugas and Andradas) were patrolled in all nesting seasons; systematic track counts were not recorded in 1982/ 83, 1989/90, 1997/98, 2000/01, 2001/02, and 2002/03.

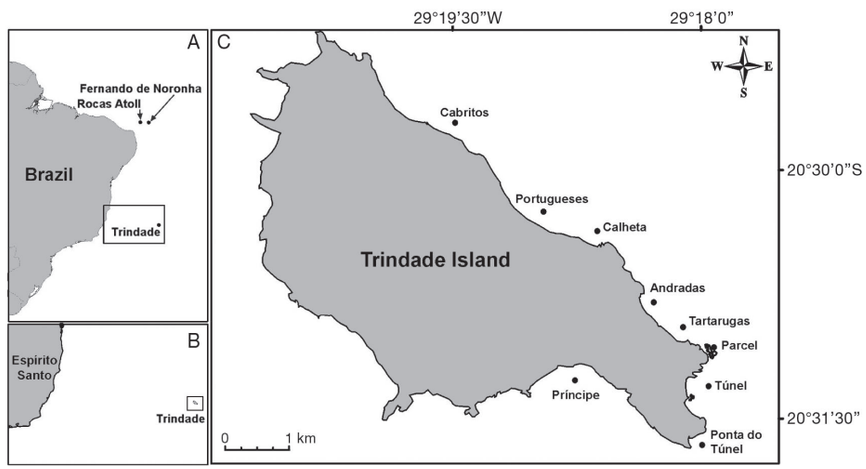


Fig. 1. Study area with the locations of the 9 nesting beaches on Trindade Island

Table 1. *Chelonia mydas*. Number of beaches surveyed and tracks counted, and sampling and nesting periods recorded on Trindade Island in different nesting seasons between 1982 and 2009. Seasons in **bold** were used for analysis of nesting trends. The total number of tracks does not reflect relative abundance among years because temporal and spatial sampling effort varied among years; in some years, effort was directed to tagging nesting females rather than counting tracks. The entire nesting period was determined only for the last 3 seasons. Dates are shown in dd/mm/yy

Season	No. of beaches	Survey dates (dd/mm/yy)	Date first nest seen (dd/mm)	Date last nest seen (dd/mm)	Sampling period (d)	Nesting period (d)	Total track counts
1982/83	2	17/12/82 – 14/2/83	17/12	14/2	59	–	351
1985/86	7	18/2/86 – 12/4/86	18/2	12/4	53	–	722
1989/90	4	13/3/90 – 17/3/90	13/3	17/3	4	–	122
1991/92	**7**	**19/1/92 – 26/5/92**	**19/1**	**26/5**	**127**	**–**	**3008**
1993/94	5	11/4/94 – 20/7/94	11/4	20/7	100	–	506
1994/95	**7**	**26/10/94 – 1/7/95**	**26/10**	**1/7**	**249**	**–**	**3943**
1995/96	**2**	**06/10/95 – 23/5/96**	**06/10**	**23/5**	**230**	**–**	**5478**
1996/97	2	14/12/96 – 13/2/97	14/12	13/2	61	–	1184
1997/98	2	2/1/98 – 11/2/98	2/1	11/2	40	–	39
1998/99	9	5/12/98 – 13/2/99	5/12	13/2	70	–	2014
1999/2000	**9**	**5/12/99 – 4/4/00**	**5/12**	**4/4**	**121**	**–**	**10417**
2000/01	2	10/12/00 – 12/12/00	10/12	12/12	2	–	2
2001/02	4	18/2/02 – 2/3/02	18/2	2/3	12	–	499
2002/03	2	17/2/03 – 20/2/03	17/2	20/2	3	–	33
2006/07	**9**	**01/10/06 – 30/9/07**	**15/12**	**22/6**	**365**	**190**	**9602**
2007/08	**9**	**01/10/07 – 30/9/08**	**14/11**	**15/6**	**365**	**214**	**3551**
2008/09	**9**	**01/10/08 – 30/9/09**	**21/10**	**01/7**	**365**	**254**	**5696**

Surveys comprised essentially the entire duration of the nesting season in 6 nesting seasons: 1994/95, 1995/96, 1999/2000, 2006/07, 2007/08, and 2008/09. Patrols were conducted by 2 persons on foot, at night, for tagging and measuring females, and during the day, for counting and classifying tracks as nesting or non-nesting emergences. Due to the high number of emergences, not all nesting females were intercepted on the beach. In addition, track identification was sometimes difficult because large numbers of turtles nesting on small beaches caused considerable overlap of tracks, and sometimes nests were destroyed by other females digging their nests. Therefore, the proportion of emergences corresponding to nests is only known with certainty in 4 seasons, when this information was determined for the main nesting beaches (see 'Estimation of nest numbers per season').

When a female green turtle was encountered on a nesting beach, a monel or inconel tag (no. 681 National Tag and Band Co.) was applied to the trailing edge of each front flipper. Curved carapace length (CCL) was measured from the anterior point at midline (nuchal scute) to the posterior tip of the supracaudals (notch to tip; Bolten 1999). Measurements were taken with a flexible tape measure and recorded to the nearest 0.5 cm. Only 1 measurement for each female was used in each season.

Clutch size and hatching success were determined following standard procedures (Miller 1999). Clutch size was estimated by piecing egg shells together after hatchlings had emerged from the nest. Individual females were not associated with the clutches, so we could not relate body size and clutch size. During 4 seasons (1985/1986, 1993/1994, 1994/1995, and 1995/1996), hatching success was determined for some nests that were identified by observing tracks left by hatchlings emerging from the nest. Hatching success was calculated as the number of hatchlings that hatched out of their egg shell (= the number of empty egg shells in the nest) divided by the total number of eggs in the nest. Hatching success was determined for nests on 2 beaches: Andradas and Tartarugas.

Estimation of nest numbers per season

Annual numbers of nests were estimated for those seasons during which temporal coverage comprised at least the middle (peak) of the season and either the beginning or end of the season (1991/92, 1994/95, 1995/96, 1999/2000, 2006/07, 2007/08, and 2008/09). To estimate the annual numbers of nests deposited on Trindade, we had to develop 2 correction factors. First, because in some years only total tracks were counted without distinguishing between nesting and non-nesting emergences, we needed a correction factor to convert track counts to nest counts. Second, because not all beaches were patrolled in all years, another correction factor was needed to convert the

The total number of tracks does not reflect relative abundance among years because temporal and spatial sampling effort varied among years; in some years, effort was directed to tagging nesting females rather than counting tracks. The entire nesting period was determined only for the last 3 seasons. Dates are shown in dd/mm/yy

Season	No. of beaches	Survey dates (dd/mm/yy)	Date first nest seen (dd/mm)	Date last nest seen (dd/mm)	Sampling period (d)	Nesting period (d)	Total track counts
1982/83	2	17/12/82 – 14/2/83	17/12	14/2	59	–	351
1985/86	7	18/2/86 – 12/4/86	18/2	12/4	53	–	722
1989/90	4	13/3/90 – 17/3/90	13/3	17/3	4	–	122
1991/92	**7**	**19/1/92 – 26/5/92**	**19/1**	**26/5**	**127**	**–**	**3008**
1993/94	5	11/4/94 – 20/7/94	11/4	20/7	100	–	506
1994/95	**7**	**26/10/94 – 1/7/95**	**26/10**	**1/7**	**249**	**–**	**3943**
1995/96	**2**	**06/10/95 – 23/5/96**	**06/10**	**23/5**	**230**	**–**	**5478**
1996/97	2	14/12/96 – 13/2/97	14/12	13/2	61	–	1184
1997/98	2	2/1/98 – 11/2/98	2/1	11/2	40	–	39
1998/99	9	5/12/98 – 13/2/99	5/12	13/2	70	–	2014
1999/2000	**9**	**5/12/99 – 4/4/00**	**5/12**	**4/4**	**121**	**–**	**10417**
2000/01	2	10/12/00 – 12/12/00	10/12	12/12	2	–	2
2001/02	4	18/2/02 – 2/3/02	18/2	2/3	12	–	499
2002/03	2	17/2/03 – 20/2/03	17/2	20/2	3	–	33
2006/07	**9**	**01/10/06 – 30/9/07**	**15/12**	**22/6**	**365**	**190**	**9602**
2007/08	**9**	**01/10/07 – 30/9/08**	**14/11**	**15/6**	**365**	**214**	**3551**
2008/09	**9**	**01/10/08 – 30/9/09**	**21/10**	**01/7**	**365**	**254**	**5696**

Surveys comprised essentially the entire duration of the nesting season in 6 nesting seasons: 1994/95, 1995/96, 1999/2000, 2006/07, 2007/08, and 2008/09. Patrols were conducted by 2 persons on foot, at night, for tagging and measuring females, and during the day, for counting and classifying tracks as nesting or non-nesting emergences. Due to the high number of emergences, not all nesting females were intercepted on the beach. In addition, track identification was sometimes difficult because large numbers of turtles nesting on small beaches caused considerable overlap of tracks, and sometimes nests were destroyed by other females digging their nests. Therefore, the proportion of emergences corresponding to nests is only known with certainty in 4 seasons, when this information was determined for the main nesting beaches (see 'Estimation of nest numbers per season').

When a female green turtle was encountered on a nesting beach, a monel or inconel tag (no. 681 National Tag and Band Co.) was applied to the trailing edge of each front flipper. Curved carapace length (CCL) was measured from the anterior point at midline (nuchal scute) to the posterior tip of the supracaudals (notch to tip; Bolten 1999). Measurements were taken with a flexible tape measure and recorded to the nearest 0.5 cm. Only 1 measurement for each female was used in each season.

Clutch size and hatching success were determined following standard procedures (Miller 1999). Clutch size was estimated by piecing egg shells together after hatchlings had emerged from the nest. Individual females were not associated with the clutches, so we could not relate body size and clutch size. During 4 seasons (1985/1986, 1993/1994, 1994/1995, and 1995/1996), hatching success was determined for some nests that were identified by observing tracks left by hatchlings emerging from the nest. Hatching success was calculated as the number of hatchlings that hatched out of their egg shell (= the number of empty egg shells in the nest) divided by the total number of eggs in the nest. Hatching success was determined for nests on 2 beaches: Andradas and Tartarugas.

Estimation of nest numbers per season

Annual numbers of nests were estimated for those seasons during which temporal coverage comprised at least the middle (peak) of the season and either the beginning or end of the season (1991/92, 1994/95, 1995/96, 1999/2000, 2006/07, 2007/08, and 2008/09). To estimate the annual numbers of nests deposited on Trindade, we had to develop 2 correction factors. First, because in some years only total tracks were counted without distinguishing between nesting and non-nesting emergences, we needed a correction factor to convert track counts to nest counts. Second, because not all beaches were patrolled in all years, another correction factor was needed to convert the

number of nests on the 2 beaches that were patrolled each year, Tartarugas and Andradas, to the number of nests deposited on all beaches.

We developed the first correction factor by using data from 4 nesting seasons (1999/2000, 2006/07, 2007/08, and 2008/09) during which specific surveys were conducted to determine the proportion of emergences that resulted in nests being deposited on the 2 beaches (Tartarugas and Andradas) which have the greatest nesting activity. One night each week, from 18:30 to 06:30 h, patrols recorded the proportion of emergences that resulted in nests. Emerging females were carefully followed, and the emergences were classified as nesting or non-nesting emergences. Daily patrols were conducted from 5:30 to 11:00 h and from 16:30 to 18:30 h to count and obliterate the tracks to avoid including them in subsequent counts. The mean proportions of nests to total tracks calculated for the 2 main beaches (0.55 for Tartarugas and 0.37 for Andradas) were then used to convert the number of tracks counted on daily patrols to nest counts on those 2 beaches in earlier seasons (1991/92, 1994/95, and 1995/96).

The annual numbers of nests deposited on the 2 main beaches (Tartarugas and Andradas) were estimated following the technique used by Bjorndal et al. (1999). The number of nests was plotted for each day of the season, and the total number of nests for the season was approximated by fitting a cubic smoothing spline ('smooth') to each time series, using the generalized additive model function, *gam*() of S-plus software (version 7.0.3). Based on nest distribution patterns, 15 November and 30 May were selected as the end points of the nesting season, and a value of 0 nests was assigned to each end point. We differentially weighted the actual count values (= 1) and the set end points (= 0.1), with the exception of the 15 November 1991 endpoint, which was given a weight of 1.0 to anchor the curve because there were no data for the beginning of the season.

We developed the second correction factor, to convert the annual number of nests on Tartarugas and Andradas to the total annual number of nests on Trindade, by dividing the nest totals for Tartarugas and Andradas by the proportion of all nests laid on Trindade that are deposited on Tartarugas and Andradas (0.54). This proportion was estimated from the 3 seasons (1999/2000, 2006/07, and 2007/08) during which daily patrols covered all 9 beaches with nesting activity.

To determine whether there was a trend in nest numbers over the years of our study, we used a least squares linear regression model with log link and autoregression (order 1) error structure to account for any temporal correlation. We used S-plus software (version 7.0.3) for all statistical analyses. For all analyses, alpha = 0.05.

RESULTS

Abundance and trends

Beginning in 1982, nests were recorded on 9 beaches on the Island (Fig. 1), although coverage varied greatly among years both spatially and temporally (Table 1). In the 6 seasons with broad temporal coverage, more than 95% of the emergences occurred during the interval from 1 December through 30 April, with a peak between January and March. The smooths of nesting data from Tartarugas and Andradas beaches (Fig. 2) show similar unimodal patterns among seasons. The mean track density on Tartarugas and Andradas was 3648 tracks km^{-1} (range: 1627 to 4938).

The first correction factor, the proportion of nests in relation to total tracks, was calculated from data for the 2 main beaches (Tartarugas and Andradas) obtained in 4 seasons (1999/2000, 2006/07, 2007/08, 2008/09). This proportion varied from 0.34 to 0.69 with a mean of 0.55 for Tartarugas and from 0.17 to 0.57 with a mean of 0.37 for Andradas (Table 2).

In the 3 seasons during which all beaches were monitored daily (1999/2000, 2006/07, and 2007/08), the 2 major beaches (Tartarugas and Andradas) had 54% of the tracks (range: 52.9 to 55.0%) on the entire island. Therefore, the second correction factor, the relative proportion of nests on Tartarugas and Andradas relative to all 9 beaches on Trindade, was 0.54.

We used the 2 correction factors to estimate the number of nests deposited annually on Trindade, which ranged from 1333 to 5261. Based on a least squares linear regression model with log link and autoregression (order 1) error structure (slope =

Table 2. *Chelonia mydas*. Proportions of nests in relation to total tracks on Tartarugas and Andradas, the 2 major beaches of Trindade Island, based on direct observations during 4 nesting seasons

Beach	Nesting season				
	1999/2000	2006/07	2007/08	2008/09	Mean
Tartarugas	0.572	0.687	0.340	0.586	0.546
Andradas	0.371	0.570	0.172	0.349	0.366

Marine Biodiversity Records, page 1 of 4. © Marine Biological Association of the United Kingdom, 2011
doi:10.1017/S1755267211000546; Vol. 00; e0; 2011 Published online

Asarcenchelys longimanus (Ophichthidae, Myrophinae), two additional specimens and range extension in the south-western Atlantic

A. CARVALHO-FILHO[1], G. MARCOLVALDI[2] AND M.I.G. PAIVA[2]

[1]Fish-Bizz Ltda, Rua Maria Garcez, 39, São Paulo, SP, 05424-070, Brazil, [2]Projeto Tamar-ICMBio, Avenida do Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João, BA, 48280-000, Brazil

The rare ophichthid eel Asarcenchelys longimanus *is reported for the first time from Bahia State, north-eastern Brazil. To date, only two specimens of* A. longimanus*, the holotype and a paratype, were known. The new finding extends its distribution to about 2400 km southwards along the Brazilian coastline and provides a new maximum size for the species. Comparisons of the morphometric and meristic data between our specimens and those used in the original description are provided.*

Keywords: range extension, new data, deep-sea fish, Brazil

Submitted 9 October 2010; accepted 4 April 2011

INTRODUCTION

The world-wide eel family Ophichthidae includes more than 300 species, 54 of which inhabit the western Atlantic and at least 31 are found in Brazilian waters (Ramos & Vasconcelos, 1987; Leiby, 1989; McCosker *et al.*, 1989; Haimovici & Klippel, 1999; McCosker, 2002, 2010; Menezes, 2003; Castro & Bonecker, 2006). Due to the cryptic and fossorial habits of these eels, several species are poorly known, particularly those from deeper waters.

Deep-sea research off Brazil has been sparse, but recent exploratory fishing has resulted in a number of new records and new species for the south-western Atlantic and Brazil (e.g. Bernardes *et al.*, 2005; Mincarone *et al.*, 2008; Melo *et al.*, 2009; Carvalho-Filho *et al.*, 2010). In this paper we report the capture of the rare ophichthid *Asarcenchelys longimanus* McCosker, 1985, in the deep waters off Bahia State, eastern Brazil, extending its previous known range to about 2400 km south. McCosker's (1985) original description of this deep-water eel was based on two somewhat damaged specimens, collected near Belém, Pará, northern Brazil in 1966 by P. Fourmanoir. A comparison of the now known four specimens is presented below, broadening the knowledge about the species.

MATERIALS AND METHODS

Measurements were taken with a digital caliper to tenths of millimetres (mm); measurements between 150 and 300 mm were taken with a manual caliper to the nearest tenth of a mm and over 300 mm with a ruler to the nearest tenth of a mm. Length of specimens are given in standard length (SL).

Corresponding author:
A. Carvalho-Filho
Email: alfie@telnet.com.br

Digital pictures were taken of the specimens and computerized X-rays were taken at the Hospital Veterinário da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo, with Raytech 500 equipment and processed through Fuji Film TCR Capula X. For details about the collection see Carvalho-Filho *et al.* (2009). Institutional abbreviations follow Sabaj Pérez, 2010.

RESULTS AND DISCUSSION

Family OPHICHTHIDAE
Asarcenchelys longimanus McCosker, 1985
(Figures 1–4)

Enguia Lombriga (Brazilian Portuguese).

MATERIAL EXAMINED

TAMAR 007 (1, sex undetermined: 374.3 mm total length (TL)), Brazil, Bahia, Mata de São João, Praia do Forte, from the stomach content of *Eumegistus brevoorti* (Bramidae), coll. G. Marcovaldi, depth 400 m, December 2006; MZUSP 108422 (1, sex undetermined: 222.5 TL), same data as above.

On December, 2006, a large adult tropical pomfret, *Eumegistus brevorti* (Poey, 1861) was caught some ten miles off Praia do Forte (12°36′96″S 37°53′78″W), Mata de São João, Bahia, Brazil, about 400 m depth, with electric reel and sardines as bait (Carvalho-Filho *et al.*, 2009). In its stomach, examined *in situ*, there were two eels among several other small fish and crustaceans. The eels were immediately fixed in formalin 10% and, after a week, preserved in ethanol 70%. They were identified as *Asarcenchelys longimanus*: the extremely elongate body, large pectoral fins, dentition, and cephalic pores, are diagnostic for this species.

2011
1 2 3 4

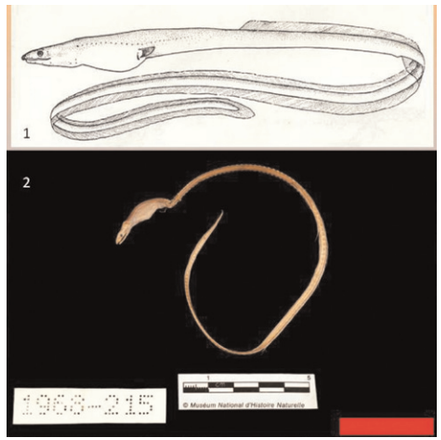


Fig. 1. *Asarcenchelys longimanus.* (1) Reconstructed appearance, after McCosker, 1985; (2) holotype, MNHN 1968-215, 277 mm TL. Claude Ferrara.

DESCRIPTION

Based on our specimens and McCosker's (1985) (Tables 1 & 2). Our data increase the range of several teeth counts and body proportions, and the description below follows that of McCosker, except for proportions that are presented as % of TL.

Body very elongate, its depth 1.3–1.5 in TL, laterally somewhat compressed behind head. Head and trunk 28.0–43.9, and head 8.6–12.6 in TL. Snout subconical, bulbous; lower jaw included, its tip reaching the front of anterior nostril bases, leaving several intermaxillary teeth exposed. Anterior nostrils tubular, directed ventrally; posterior nostril at outer edge of lip, covered by a flap whose posterior edge is incised. Eye large, anterior edge of orbit above middle of upper jaw. Gill openings mid-lateral, not as constricted as those of most myrophines, about equal in length to isthmus. Dorsal fin low, its origin at anterior trunk region. Anal fin elevated. Median fins expanded in posterior tail region, extended beyond caudal tip. Pectoral fin lanceolate, broad based, its length 1.4–2.2 in TL. Head pores developed, much more apparent than those of lateral line, which are

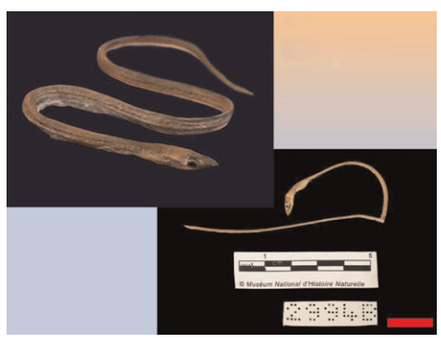


Fig. 2. *Asarcenchelys longimanus.* Top: TAMAR 07-01, 222.4 mm TL. Equipe TAMAR; bottom: paratype, MNHN B. 2994, 147 mm TL. Claude Ferrara.

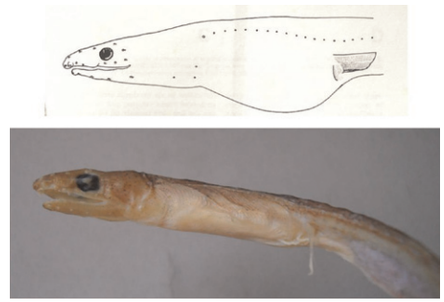


Fig. 3. *Asarcenchelys longimanus.* Top: head of holotype, MNHN 1968-215, after McCosker, 1985; bottom: head of TAMAR 07-02, 374.3 mm TL. Alfredo Carvalho-Filho.

difficult to see. Single temporal and interorbital pores. Five pores along mandible, widely spaced posteriorly. Two pores between anterior and posterior nostrils. Four supraorbital pores. Three preopercular pores. Lateral line pores 14 above branchial basket. Teeth conical, fairly large, not close set, nearly uniform in size and recurved. An intermaxillary chevron of 6–8 teeth, visible when mouth is closed, followed by closely abutting vomerine dentition consisting of 3–6 pairs of teeth and a uniserial row of 10–15 teeth. Maxillary teeth biserial anteriorly, with an inner row of 6–8 teeth and an outer row of 21–24 smaller teeth. Lower jaw biserial anteriorly, with an inner row of 4–5 teeth and an outer row of 23–25 smaller teeth. The vertebral counts (the two additional specimens given in parentheses) are: total 142–148 (142 and 145); predorsal 26–27 (26 and 27); and preanal 53–55 (54 and 55).

Colour of recently collected specimens: body reddish-brown, lower sides and belly silvery-white; numerous small dark spots on snout, upper head and behind eyes; fins transparent, peritoneum pale. According to McCosker (1985), coloration in isopropyl alcohol cream to white, with the

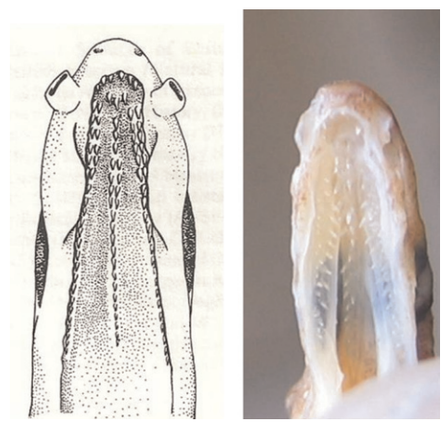


Fig. 4. *Asarcenchelys longimanus*, dentition of upper jaw. Left: MNHN 1968-215, after McCosker, 1985; right: TAMAR 07-02, 374.3 mm TL. Alfredo Carvalho-Filho.

Table 1. *Asarcenchelys longimanus.* Proportional measurements in percentage of TL.

Proportions	McCosker (1985)	Present study	Range
Number of specimens	2	2	
Head length	9.7–12.2	8.6–12.6	8.6–12.6
Snout length	1.4–2.5	1.4–1.8	1.4–2.5
Eye horizontal diameter	0.5–0.9	0.5–0.7	0.5–0.9
Interorbital space	0.6–0.9	0.5–0.7	0.5–0.9
Body depth (dorsal fin or.)	1.4–1.4	1.3–1.5	1.3–1.5
Trunk	28.2–31.3	19.4–22.1	19.4–31.3
Tail	56.5–62.1	62.0–65.3	56.5–65.3
Predorsal length	19.9–23.1	16.3–20.3	16.3–23.1
Pectoral fin length	1.4–2.2	1.5–2.0	1.4–2.2

Table 2. *Asarcenchelys longimanus.* Proportional measurements in percentage of head length.

Proportions	McCosker (1985)	Present study	Range
Number of specimens	2	2	
Snout length	14.1–20.6	16.9–14.6	14.1–20.6
Eye horizontal diameter	5.2–7.2	5.5–5.7	5.2–7.2
Interorbital space	5.9–7.2	6.3–5.4	5.4–7.2
Body depth (dorsal fin or.)	14.1–11.1	15.6–12.1	11.1–15.6
Pectoral fin length	14.8–18.3	17.2–16.1	14.8–18.3

same fine spotted pattern on head and snout. Largest specimen recorded to date is 374.3 mm TL (TAMAR 007).

DISTRIBUTION

South-western Atlantic, Brazil, from Pará in northern Brazil (McCosker, 1985) to Bahia in eastern Brazil (present paper). Our record extends the range of *Asarcenchely longimanus* by about 1800 km southwards in a straight line and 2400 km southwards along the Brazilian coastline.

PROPOSED BRAZILIAN NAME

'Enguia-Lombriga', resembling the popular name of the very elongate nematoid worm *Ascaris lumbricoides* Linnaeus, 1758, which bears a remote resemblance to *Asarcenchelys longimanus*.

DEPTH OF OCCURRENCE

Previously collected from about 50 m depth (McCosker, 1985). According to Carvalho-Filho *et al.* (2009), adult tropical pomfrets occur between 300 and 900 m of depth and prey in the water column as well as at the bottom; thus we suggest that the new records possibly expand the depth range of the species to at least 300 m.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors are grateful to John McCosker (CAS), Ivan Sazima (UNICAMP), Osmar Luiz Jr (ILV) and João L. Gasparini, for their suggestions, comments and support; to Ana Carolina B.F.C. Pinto, Silvana M. Unruh and Hugo Idalgo at the Hospital Veterinário da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo, for their support with the X-ray pictures; to Romain Causse with the Muséum National d'Histoire Naturelle, for his help and support concerning the specimens deposited at the MNHN collection and to Claude Ferrara, for his wonderful pictures of the same specimens; to Domingos Dantas de Carvalho, Renildo Dantas de Carvalho and Adriano de Jesus Santos, captain and crew of the 'Tamar' vessel; to Pedro Mariano Monteiro de Barros Cordeiro with the 'Tamar', for his superb picture; to Sergio de Azevedo Vinhes, Gustavo Rodamilans de Macedo, both also with the 'Tamar', for their help in the field; to Neca Marcovaldi and Eliane M. Pinto for their loving support; and finally to Ivan Sazima, for his support and advice.

REFERENCES

Bernardes R.A., Figueiredo J.L., Rodrigues A.R., Fischer L.G., Vooren C.M., Haimovici M. and Rossi-Womgtschowski C.L.D.B. (2005) *Peixes da Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil; levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo*. São Paulo, Brazil: Editora da Universidade de São Paulo, 295 pp.

Carvalho-Filho A., Marcovaldi G., Sampaio C.L.S., Paiva M.I.G. and Duarte L.A.G. (2009) First report of rare pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian waters, with a key to Western Atlantic species. *Zootaxa* 2290, 1–26.

Carvalho-Filho A., Marcovaldi G., Sampaio C.L.S., Paiva M.I.G. and Duarte L.A.G. (2010) First report of *Aulopus* (Teleostei: Aulopidae) from southwestern Atlantic, with a review of records and a key to Western Atlantic Aulopoidei species. *Zootaxa* 2628, 27–42.

Castro M.S. and Bonecker A.C.T. (2006) Anguilliformes. In Bonecker A.C.T and Castro M.S. (eds) *Atlas de larvas de peixes da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira: 40–73*. Rio de Janeiro, Brazil: Série Livros/Documentos REVIZEE Score Central, Museu Nacional, 214 pp.

Haimovici M. and Klippel S. (1999) *Diagnóstico da Biodiversidade dos Peixes Teleósteos Demersais Marinhos e Estuarinos do Brasil*. Rio Grande, RS: Fundação Universidade Federal de Rio Grande Departamento de Oceanografia Laboratório de Recursos Pesqueiros Demersais e Cefalópodes, 79 pp.

Leiby M.M. (1989) Family Ophichthidae: Leptocephali. In Böhlke E.E. (ed.) *Fishes of the western North Atlantic. Sears Foundation for Marine Research, Memoir, No. 1, Part 9, Volume 2: Leptocephali*. New Haven, Connecticut: Yale University, pp. 764–897.

McCosker J.E. (1985) Two new genera and two new species of deepwater western Atlantic worm eels (Pisces: Ophichthidae). *Proceedings of the California Academy of Sciences* 44, 9–15.

McCosker J.E. (2002) Ophichthidae. In Carpenter K.E. (ed.) *The living marine resources of the western central Atlantic. Volume 2, Bony fishes, Part 1 (Acipenseridae to Grammatidae)*. Rome: FAO, pp. 724–733.

McCosker J.E. (2010) Ophichthidae. In Froese R. and Pauly D. (eds) *FishBase*. World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org Accessed October 2010.

McCosker J.E., Böhlke E.E. and Böhlke J.E. (1989) Ophichthidae. In Böhlke E.E. (ed.) *Fishes of the western North Atlantic. Sears Foundation for Marine Research, Memoir, No.1, Part 9, Volume 1: Orders Anguilliformes and Saccopharyngiformes*. New Haven, Connecticut: Yale University, 1055 pp.

Melo M., Nunan G., Braga A. and Costa P.A.S. (2009) The deep-sea Anguilliformes and Saccopharyngiformes (Teleostei: Elopomorpha)

collected on the Brazilian continental slope, between 11° and 23°S. *Zootaxa* 2234, 1–20.

Menezes N.A. (2003) Ophichthidae. In Menezes N.A., Buckup P.A., Figueiredo J.L. and Moura R.L. (eds) *Catálogo das Espécies de Peixes Marinhos do Brasil*. São Paulo, Brazil: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 160 pp.

Mincarone M.M., Nielsen J.G. and Costa P.A.S. (2008) Deep-sea ophidiiform fishes collected on the Brazilian continental slope, between 11° and 23°S. *Zootaxa* 1770, 41–64.

Ramos R.T.C. and Vasconcelos A.L. (1987–1989) Novas Ocorrências de Peixes Marinhos Demersais para a Costa Nordeste do Brasil. *Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco* 20, 197–202.

and

Sabaj Pérez M.H. (ed.) (2010) *Standard symbolic codes for institutional resource collections in herpetology and ichthyology: an online reference.* Version 1.5 (4 October 2010). Electronically accessible at http://www.asih.org/, American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Washington, DC.

Correspondence should be addressed to:
A. Carvalho-Filho
Fish-Bizz Ltda.
Rua Maria Garcez, 39
São Paulo, SP, 05424-070, Brazil
email: alfie@telnet.com.br

Marine Biodiversity Records, page 1 of 3. © Marine Biological Association of the United Kingdom, 2011
doi:10.1017/S1755267211000431; Vol. 00; e0; 2011 Published online

First report of *Macruronus novaezelandiae* (Gadiformes, Merluccidae, Macruroninae) from Atlantic tropical waters

ALFREDO CARVALHO-FILHO[1], GUY MARCOVALDI[2], CLÁUDIO L.S. SAMPAIO[3] AND M. ISABEL G. PAIVA[2]

[1]Fish-Bizz Ltda, Rua Maria Garcez, 39, São Paulo, SP, 05424-070, Brazil, [2]Projeto Tamar-ICMBio, Avenida do Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João, BA, 48280-000, Brazil, [3]Universidade Federal de Alagoas, Unidade de Ensino Penedo, Av. Beira Rio s/n, Centro Histórico, Penedo, AL, 57.200-000, Brazil

The occurrence of the merluccid Macruronus novaezelandiae *from tropical waters off Bahia, eastern Brazil, is reported for the first time due to the capture of an adult of 712.3 mm SL in May 2008, from a depth of 400 metres. Until then no specimen had been reported north of 32°29′S on the South American Atlantic coast. This new record extends the species' range to about 2500 km northwards along the Brazilian coastline and is the first ever from tropical waters in the world. A comparison of the morphometric characters is provided.*

Keywords: range extension, *Macruronus magellanicus*, deep-sea fish, Brazil

Submitted 11 December 2010; accepted 14 March 2011

INTRODUCTION

Merluccidae is a world-wide commercially important gadiform family which includes 19 species in two subfamilies: Merluccinae and Macruroninae (Cohen *et al.*, 1990; Lloris *et al.*, 2005; Matallanas & Lloris, 2006). *Steindachneria argentea* Goode & Bean, 1896, is actually placed in the family Steindachneriinae (McEachran & Fechhelm, 1998; Lloris *et al.*, 2005; Fahay, 2006).

Eight species of Merluccidae are known from South American waters: the Pacific *Merluccius angustimanus* Garman, 1899 from California to Colombia; *M. gayi* (Guichenot, 1848) from Peru and Chile; the southern cone *M. australis* (Hutton, 1872), *M. patagonicus* Lloris & Matallanas 2003, *M. tasmanicus* Matallanas & Lloris, 2006 and *Macruronus novaezelandiae* (Hector, 1871) from Chile through Patagonia to Argentina and southern Brazil (*Macruronus*); the Atlantic *Merluccius hubbsi* Marini, 1932 from Rio de Janeiro to southern Argentina and the Falkland Islands; and *Merluccius albidus* (Mitchill, 1818) from Florida to northern South America, including northern Brazil (Cohen *et al.*, 1990; Haimovici *et al.*, 1994; McEachran & Fechhelm, 1998; Menezes, 2003; Lloris & Matallanas, 2003; Mincarone *et al.*, 2004; Bernardes *et al.*, 2005; Lloris *et al.*, 2005; Matallanas & Lloris, 2006; Costa *et al.*, 2007; Melo *et al.*, 2010).

Recent morphological and molecular studies revealed that *Macruronus magellanicus* Lönnberg, 1907, described from Chile, is a junior synonym of *M. novazelandiae*, which is considered to be comprised of two disjunctive populations (Lloris *et al.*, 2005; Olavarría *et al.*, 2006). The same distribution is also observed in several other species of the family belonging to the genus *Merluccius*, already cited above.

To date, the northernmost specimen of *Macruronus* ever collected in the American Atlantic is deposited at the MOVI collection (MOVI 22606, one specimen, 354 mm total length (TL), 32°29′S 50°16′W to 32°36′S 50°19′W, depth 350–420 m, May 2002), obtained at the Rio Grande do Sul coast, southern Brazil (Jules M.R. Soto, personal communication; Mincarone *et al.*, 2004). The present record extends the range of the species to about 2500 km northwards along the Brazilian coastline and is the first ever reported from Atlantic tropical waters.

MATERIALS AND METHODS

Measurements were taken with a digital calliper to tenths of millimetres (mm); measurements over 150 mm to 300 mm were taken with a manual calliper to the nearest tenth of a mm; measurements over 300 mm were taken with a ruler to the nearest tenth of a mm. Length of specimen is given in standard length (SL). For details about capture techniques see Carvalho-Filho *et al.* (2009). Institutional abbreviations follow Sabaj Pérez (2010).



Fig. 1. *Macruronus novaezelandiae*, TAMAR 045, 712.3 mm SL, immediately after collected.

Corresponding author:
A. Carvalho-Filho
Email: alfie@telnet.com.br

2011 1 2 3

Table 1. Measurements of *Macruronus novaezelandiae* expressed as a percentage of head length.

Proportions	Inada (1986)*	Cohen *et al.* (1990)†	Present study	Range
Snout length	22.8–35.2	30.3–45.5	26.8	22.8–45.5
Inter-orbital space	20.6–30.2	19.6–25.0	21.3	19.6–30.2
Eye diameter	24.4–35.2	21.7–31.3	21.3	21.3–35.2
Lower jaw length	no data	62.5–66.7	60.6	60.6–66.7
Upper jaw length	50.0–64.8	50.0–58.8	52.1	50.0–64.8
Pectoral fin length	67.9–88.0	66.7–76.9	70.1	66.7–88.0
Pelvic fin length	48.9–71.7	47.6–62.5	56.7	47.6–71.7

*data adapted from given measurements; 18 specimens of *Macruronus* '*magellanicus*', 338–654 mm SL;
†data of *M.* '*magellanicus*' plus *M. novaezelandiae.*

SYSTEMATICS

Family MERLUCCIDAE

Macruronus novaezelandiae (Hector, 1871)

(Figure 1; Table 1)

Coryphaenoides novae-zelandiae Hector 1871, *Transactions and Proceedings of the New Zealand Institute*, v. 3 (1870), 1871: 103 (Port Nicholson, New Zealand).

SYNONYMS

Coryphaenoides tasmaniae Johnston, 1883, *Proceedings of the Royal Society of Tasmania*: 143 (Kangaroo Bluff, Tasmania, Australia).

Macruronus magellanicus Lönnberg, 1907, *Ergebnisse der Hamburger Magalhaensischen Sammelreise*, 1, Fische: 15, figure 2 (Smyth Channel, Chile).

Macruronus argentinae Lahille, 1915, *Anales del Museo Nacional de Historia Natural de Buenos Aires*, 26: 22, p. v, figure 1.

COMMON NAMES

Blue grenadier, longtail hake, Patagonian grenadier, hoki (English, New Zealand, Australia), Merluza-azul (Portuguese, Brazil), Merluza de Cola (Spanish, Argentina, Chile), Huaica (Spanish, Chile).

MATERIAL EXAMINED

TAMAR 045 (1, 712.3 mm SL), Brazil, Bahia, São João da Mata, Praia do Forte, coll. G. Marcovaldi, depth 400 m, 17 May 2008.

SPECIES ACCOUNT

Based on TAMAR specimen, Hector (1871), Ayling (1982), Inada (1986), Cohen *et al.* (1990), Cousseau & Perrotta (2000), Lloris *et al.* (2005) and Bernardes *et al.* (2005); data of our specimen in parentheses; see also Table 1.

Body elongate, compressed, with a long tapering tail; first dorsal fin short, second and anal fin long, continuous with caudal fin; anal fin origin considerably backward of second dorsal fin origin; pectoral fin pointed, its origin slightly to well ahead than pelvic fin origin. Head moderate, mouth oblique and large; end of upper jaw about centre of eye; snout elongate and blunt; inter-orbital space flat. Upper jaw with two series of teeth, the outer larger; lower jaw with a single series of teeth; canine-like teeth present at upper jaw's tip; small teeth on vomer. Scales deciduous and large; lateral line running from upper body behind opercle, down to mid-body and to end of tail; lateral line scales 177–182 (179). Gill rakers slender, 6–8 (8) on upper limb, 21–27



Fig. 2. *Macruronus novaezelandiae*, distribution map (grey).

(24), 27–35 (33) in total. First dorsal-fin rays I, 10–13 (12); second-fin rays 96–102 (101); anal-fin rays 83–95 (92); pectoral-fin rays 15–19 (19); pelvic-fin rays 8 (8). Blue overall, darker on dorsum, sometimes with a purplish cast; sides silvery light-blue to greenish-blue, belly whitish; fins dark; inner of mouth blackish; iris pale-bluish brown. Maximum length 120 cm, usually 60–100 cm; maximum weight 5 kg, usually 1.5 kg.

Body proportions are given below, and it is important to be reminded that comparisons against TL or SL might be dubious, since the tip of the tail is often damaged and regenerated; thus, the most trustful comparisons are against the head length. Other than that, the body proportions from Inada (1986) were done against SL, but that from Cohen *et al.* (1990) and Lloris *et al.* (2005) were compared against TL, thus leading us to not consider data other than those compared with the head length.

DISTRIBUTION

In Oceania from New Zealand, Tasmania and Australia; in South America from the southern Pacific and southern Atlantic northwards to Bahia, Brazil (present paper) (Figure 2).

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to Jules M. Soto, with the Museu Oceanográfico UNIVALI, for his support, review and comments; to both anonymous referees for their review and precious comments; to Domingos Dantas de Carvalho, Renildo Dantas de Carvalho and Adriano de Jesus Santos, captain and crew of the vessel 'Tamar'; to Pedro Mariano Monteiro de Barros Cordeiro with the 'Tamar', for his fine pictures; and to Neca Marcovaldi and Eliane M. Pinto for their loving support.

REFERENCES

Ayling T. (1982) *Collins guide to the sea fishes of New Zealand*. Auckland, NZ: William Collins Publishers Ltd, 343 pp.

Bernardes R.A., Figueiredo J.L., Rodrigues A.R., Fischer L.G, Vooren C.M., Haimovici M. and Rossi-Womgtschowski C.L.D.B. (2005) *Peixes da Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil; levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo*. São Paulo, Brazil: Editora Universidade de São Paulo, 295 pp.

Carvalho-Filho A., Marcovaldi G., Sampaio C.L.S., Paiva M.I.G. and Duarte L.A.G. (2009) First report of rare pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian waters, with a key to western Atlantic species. *Zootaxa* 2290, 1–26.

Cohen D.M., Inada T., Iwamoto T. and Scialabba N. (1990) *FAO species catalogue*. Volume 10. *Gadiform fishes of the world (Order Gadiformes). An annotated and illustrated catalogue of cods, hakes, grenadiers and other gadiform fishes known to date*. Rome: FAO, 442 pp. [FAO Fisheries Synopsis no. 125.]

Costa P.A.S., Braga A.C., Melo M.R.S., Nunan G.W.A., Martins A.S. and Olavo G. (2007) Assembléias de teleósteos demersais no talude da costa central brasileira. In Costa P.A.S., Olavo G. and Martins A.S. (eds.) *Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira*. Documentos REVIZEE, Score Central. Série Livros, no. 24, 87–107. Rio de Janeiro, Brazil: Museu Nacional.

Cousseau M.B. and Perrotta R.G. (2000) *Peces marinos de Argentina. Biologia, distribución, pesca*. Mar Del Plata, Argentina: INIDEP, 167 pp.

Fahay M.P. (2006) Steindachneriidae. In Richards W.J. (ed.) *Early stages of Atlantic fishes, an identification guide for the western central North Atlantic*, vol. I, pp. 657–659. CRC Marine Biology Series, Taylor & Francis Group, 2640 pp.

Haimovici M., Martins A.S., Figueiredo J.L. and Vieira P.C. (1994) Demersal bony fish of the outer shelf and upper slope of the southern Brazil Subtropical Convergence Ecosytem. *Marine Ecology Progress Series* 108, 59–77.

Hector J. (1871) On a new species of fish, *Corypahenoides novaezelandiae*, the okarari of natives. *Transactions and Proceedings of the New Zealand Institute* 3, 136.

Inada T. (1986) Merluccidae. In Nakamura I. (ed.) *Important fishes trawled off Patagonia*. Tokyo, Japan: JAMARC, Japan Marine Fishery Resource Research Center, 369 pp.

Lloris D. and Matallanus J. (2003) Description of a new species of hake: *Merluccius patagonicus* sp. Nov. (Gadiformes: Merluccidae) from the waters of Argentina. *Scientia Marina* 67, 323–326.

Lloris D., Matallanus J. and Oliver P. (2005) *Hakes of the world (Family Merlucciidae). An annotated and illustrated catalogue of hake species known to date*. Rome: FAO, 57 pp. [FAO Species Catalogue for Fishery Purposes, no. 2.]

Matallanas J. and Lloris D. (2006) Description of *Merluccius tasmanicus* sp. nov. and redescription of *Merluccius australis* (Pisces: Merluccidae). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 86, 193–199.

McEachran J.D. and Fechhelm J.D. (1998) *Fishes of the Gulf of Mexico, vol. 1. Myxiniformes to Gasterosteiformes*. Austin, Texas: University of Texas Press, 1004 pp.

Melo M.R.S., Braga A.C., Nunan G.W.A. and Costa P.A.S. (2010) On new collections of deep-sea Gadiformes (Actinopterygii: Teleostei) from the Brazilian continental slope, between 11° and 23°S. *Zootaxa* 2433, 25–46.

Menezes N.A. (2003) Merluccidae. In Menezes N.A., Buckup P.A., Figueiredo J.L. and Moura R.L. (eds.) *Catálogo das Espécies de Peixes Marinhos do Brasil. São Paulo*, Brazil: Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 160 pp.

Mincarone M.M., Consulim C.E.N., Kitahara M.V., Lima A.T., Lima e Silva C.M., Neves R.D., Soto J.M.R. and Souza Filho M.B. (2004) Report on the demersal fishes sampled by onboard observers off Southern Brazil. *Mare Magnum* 2, 127–144.

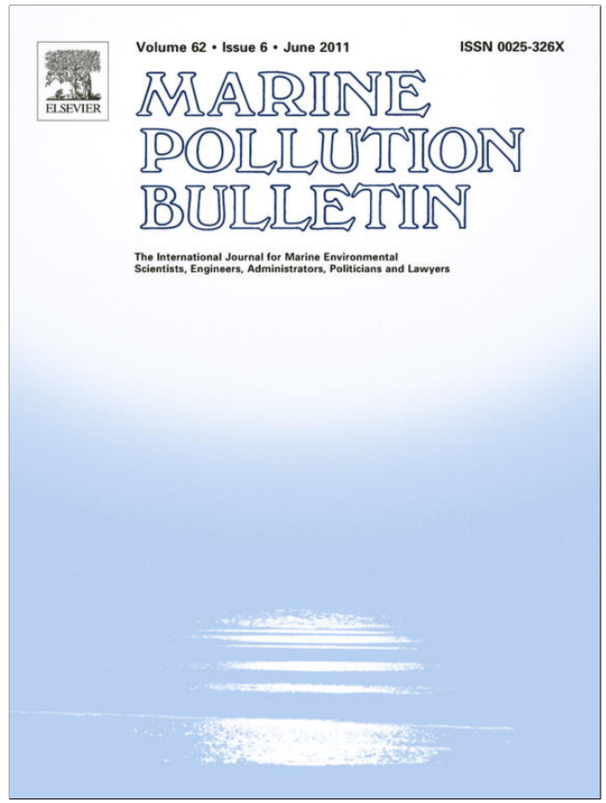
Olavarría C., Balbontín F., Bernal R. and Baker C.S. (2006) Lack of divergence in the mitochondrial cytochrome *b* gene between *Macruronus* species (Pisces: Merluccidae) in the Southern Hemisphere. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 40, 299–304.

and

Sabaj Pérez M.H. (ed.) (2010) *Standard symbolic codes for institutional resource collections in herpetology and ichthyology: an online Reference*. Version 2.0. Accessed on 8 November 2010. http://www.asih.org

Correspondence should be addressed to:
A. Carvalho-Filho
Fish-Bizz Ltda
Rua Maria Garcez, 39
São Paulo SP, 05424-070
Brazil
email: alfie@telnet.com.br

Provided for non-commercial research and education use.
Not for reproduction, distribution or commercial use.



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

http://www.elsevier.com/copyright

Author's personal copy

Marine Pollution Bulletin 62 (2011) 1297–1302

Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul

Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil

Robson G. Santos [a,*], Agnaldo Silva Martins [a], Julyana da Nobrega Farias [b], Paulo Antunes Horta [b], Hudson Tercio Pinheiro [a], Evelise Torezani [c], Cecília Baptistotte [c], Jeffrey A. Seminoff [d], George H. Balazs [e], Thierry M. Work [f]

[a] Departamento de Oceanografia e Ecologia, CCHN, Universidade Federal do Espírito Santo, 29075-910 Vitória, ES, Brazil
[b] Departamento de Botânica, CCB, Universidade Federal de Santa Catarina, 88010-970 Florianópolis, SC, Brazil
[c] Projeto TAMAR-ICMBio, Escritório Regional de Vitória, 29040-715 Vitória, ES, Brazil
[d] NOAA – National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, 3333 N. Torrey Pines Ct., La Jolla, CA 92037, USA
[e] NOAA – National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Fisheries Center, 2570 Dole St., Honolulu, HI 96822, USA
[f] US Geological Survey, National Wildlife Health Center, Honolulu Field Station, P.O. Box 50167, Honolulu, HI 96850, USA

ARTICLE INFO

Keywords:
Coastal environments
Chelonia mydas
Environmental degradation
Diet
Feeding preference
Urbanization

ABSTRACT

To show the influence of coastal habitat degradation on the availability of food for green turtles (*Chelonia mydas*), we assessed the dietary preferences and macroalgae community at a feeding area in a highly urbanized region. The area showed low species richness and was classified as degraded. We examined stomach contents of 15 dead stranded turtles (CCL = 44.0 cm (SD 6.7 cm)). The diet was composed primarily of green algae *Ulva* spp. (83.6%). In contrast, the macroalgae community was dominated by the green alga *Caulerpa mexicana*. We found a selection for red algae, seagrass and *Ulva* spp., and avoidance for *C. mexicana* and brown alga *Dictyopteris delicatula*. The low diversity of available food items, possibly a result of environmental degradation, likely contributed to the low dietary diversity. The nutritional implications of this restricted diet are unclear.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Coastal regions worldwide are impacted by increasing human populations and intense socioeconomic activities. As of 1990, nearly one billion people, roughly 23% of the world population, were settled within 100 km of coastlines (Small and Nicholls, 2003). Estuaries, coastal wetlands, and seagrass beds are particularly vulnerable (Lotze et al., 2006; Waycott et al., 2009). Lotze et al. (2006) reconstructed causes and consequences on 12 once-diverse and productive estuaries and coastal seas worldwide and found that more than 90% of formerly important species have disappeared from these areas while more than 65% of seagrass and wetland habitats have been destroyed. Likewise, these areas have experienced degraded water quality and greater rates of nonnative species invasions. All coastal areas are now affected by human activities, and a large fraction (41%) is affected by multiple drivers like development, organic and inorganic pollution, fisheries and invasive species (Halpern et al., 2008). Although destruction of these ecosystems clearly results in a loss of local biodiversity, the impacts of such losses can be difficult to quantify (Raffaelli, 2004).

Coastal habitat degradation particularly affects marine macroalgae as a result of their rapid uptake of water-borne contaminants and their dependence on specific benthic habitat types for growth and propagation. These primary producers have an important role in the coastal ecosystem food webs and serve as a shelter for fish and invertebrates (e.g., Anderson, 1994). Marine macroalgae communities respond to ecosystem changes by integrating the long-term exposure effects to pollutants and nutrients that manifest as modification in community structure modification. This is usually exemplified by the favoring of more resistant and opportunistic species and the exclusion of late successional and fragile species (Murray and Littler, 1978). Because of their sensitivity to habitat alteration and contamination, marine macroalgae are valuable bio-indicators of environmental quality (e.g., Ballestero et al., 2007; Borowitzka, 1972; Gorostiaga and Díez, 1996; Littler and Murray, 1975; Orfanidis et al., 2001; Santos et al., 2010).

Despite the difficulty in elucidating the effects of reduced coastal biodiversity (Raffaelli, 2004), the direct impacts on marine macroalgae communities would be expected to be manifested in the form of reduced species richness, which in turn would reduce dietary complexity of generalist marine herbivores. Among the marine herbivores that make use of coastal areas is the green sea turtle, *Chelonia mydas*, globally threatened by many anthropogenic activities, with loss of feeding habitat being a major threat (Bjorndal, 1999; Lutcavage et al., 1997; Seminoff et al., 2002). In many parts of the world, the feeding biology and the habitat requirements of this species remain poorly understood (Bjorndal,

* Corresponding author. Tel./fax: +55 27 33352527.
E-mail address: robsongsantos@gmail.com (R.G. Santos).

0025-326X/$ - see front matter © 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.004

Author's personal copy

1997), and with the exception of Russell and Balazs (2009), few published works on green turtle diet and feeding preferences have focused on a highly degraded and urbanized area. Knowing the effects of environmental degradation on sea turtle diets may be critical to their management. The goal of the present study was to characterize the food availability, diet intake, and feeding preference of green turtles in a highly urbanized coastal marine habitat along the east coast of Brazil.

2. Methods and materials

The study site was located at Espírito Santo Bay in the center of a metropolitan region (Vitória) consisting of ca. 1.5 million inhabitants with human density surpassing 3300 inhabitants/km^2. It has a large commercial port, water discharge from domestic residences, and light and heavy coastal industry. The study was conducted between Frade Island and the mainland (Fig. 1), in an area with water depth of 1–3 m and sea water temperature of 22–26 °C where hazards to turtles such as recreational boat traffic, entanglement nets, and hook and line are common. The study area is a recognized green turtle (*C. mydas*) pasture with a juvenile aggregation highly affected by fibropapillomatosis (FP), a debilitating neoplastic disease (Santos et al., 2010).

Vegetation sampling of marine algae biomass (dry weight) was estimated in the summer of 2007 (December) and in the winter of 2008 (July). The samples were collected once in each season using eight randomly placed 25 × 25 cm quadrates deployed on five 50-m parallel transects randomly distributed within the study area (Murray et al., 2002). Samples were preserved in 4% buffered formalin and identified to the lowest possible taxonomic level.

Environmental characterization and quality evaluation of the phytobenthic community structure was described by the total abundance (biomass), number of species (S), Shannon-Wiener diversity index (H′), and Pielou's evenness factor (J′) (Krebs, 1999). After confirming homogeneity of variances using the Cochran test, we performed ANOVA tests to verify the differences in each of the descriptors between sampling periods. Multidimensional scaling (MDS) was employed to show the spatial distribution of samples (Clarke and Warwick, 1994). PERMANOVA analyses, a powerful approach of multivariate data, (Anderson, 2001) were accomplished to test for significance of factors period and transects using 9999 permutations. Pairwise tests among factors were analyzed to determine if and when period and transects caused significant differences in seaweed community biomass. MDS ordination was used to visualize similarities in phytobenthic community structure across seasons and over transects. The MDS procedure

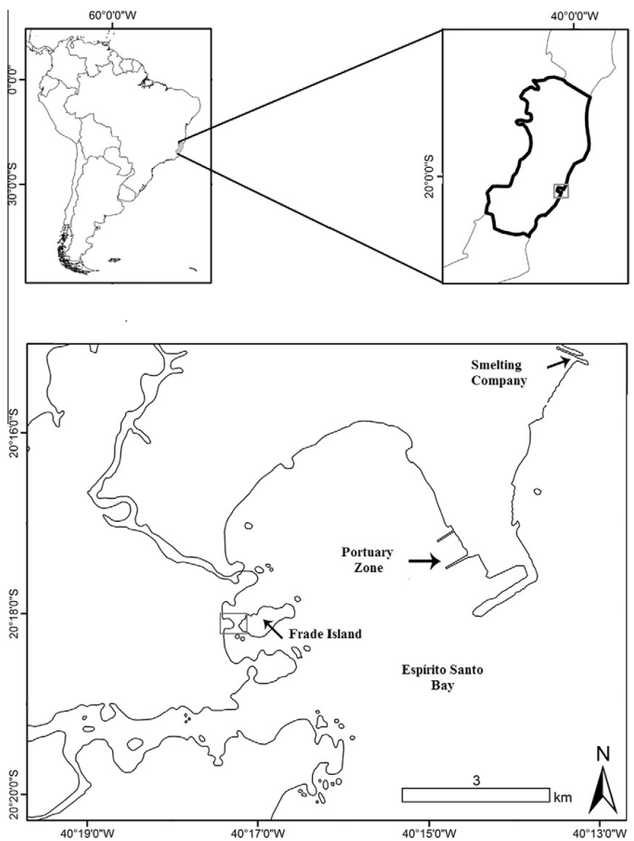


Fig. 1. Study area, between Frade Island and the mainland, located in Espírito Santo Bay, Southeastern Brazil.

Author's personal copy

displays samples in two-dimensional space by preserving the ranked similarities among all samples; thus, the closer together two points are the more similar they are in composition and abundance. Analyses of similarity (ANOSIM) were used to contrast and test difference in stomach contents between turtles afflicted and not afflicted by FP. The similarity matrix used in MDS, PERMANOVA and ANOSIM was obtained through the Bray–Curtis index and the values of abundance were square-root transformed to control for the influence of the highly abundant species.

Assessment of environmental quality was determined using the ecological evaluation index (EEI) (Orfanidis et al., 2001, 2003) which uses abundance of marine benthic macrophyte (seagrass and seaweed) species as bioindicators of ecosystem shifts due to anthropogenic stress. This approach codifies the ecological status of an area, from the pristine state with late-successional species (e.g., high ecological status class; ESC) to the degraded state with opportunistic species ("bad" ESC; Orfanidis et al., 2001). Each species is placed into one of two ecological state groups (ESG): ESG I includes algae with a thick or calcareous thallus, low growth rates and long life cycles (i.e., late-successionals); ESG II includes algae with sheet-like or filamentous morphology, high growth rates and short life cycles (i.e., opportunistic). Using the abundance (%) of species in each ESG, an ecological status class (ESC) is generated representing the environmental quality of the area (Orfanidis et al., 2001, 2003).

Diet and feeding preference analysis was conducted on necropsied stranded turtles, and stomach contents were preserved in 4% buffered formalin solution. The stranded turtles were found in the beaches immediately adjacent to the vegetation sample area, marked (gray square) in the map of study area (Fig. 1). The curved carapace length (CCL; ±0.1 cm) was measured with a flexible plastic metric tape. Individuals with CCL $\leqslant$ 101 cm were considered sexually immature, based on the smallest registered size for nesting females in the largest and closest nesting area for the species, Trindade Island, Brazil (Moreira et al., 1995). The body condition of the individuals was evaluated according to Walsh (1999), which categorized body condition as normal, underweight or emaciated considering the decrease in muscle and fat tissue in the neck and flippers area and characteristics of the eyes and the plastron. All of the turtles were examined for presence/absence of FP. The ingesta were identified to the lowest possible taxonomic level with the use of magnifier lenses, microscopes and specialized taxonomic keys.

For each diet item we determined the frequency of occurrence, relative sample volume (0.5 ml; via water displacement), and dry weight biomass (0.0001 g). These were determined as follows:

$$\text{Frequency}(\%) = \frac{\text{Number of samples containing diet item} \times 100}{\text{Total number of samples}}$$

$$\text{Volume}(\%) = \frac{\text{Total volume of diet item in all of the samples} \times 100}{\text{Total volume of all of the samples}}$$

$$\text{Biomass}(\%) = \frac{\text{Total dry weight of the diet item of all samples} \times 100}{\text{Total dry weight of all samples}}$$

Feeding preference was determined by comparing food consumed with food available. Diet selection was ascertained using the Waller-Duncan test for rank differences in relation to selection, which indicates preference of diet items (Johnson, 1980). This procedure shows a measure in relation to the availability of the component and the usage of this diet, which is expressed with Tbar values (average rank difference). Tbar < 1 indicates that component was selected, Tbar = 0 indicates that the component was consumed in the same proportion of its availability and Tbar > 1 indicates that the component was not selected. Analyses were conducted using Prefer 5.1: statistical package for comparisons of resource preference, USGS Northern Prairie Research Center, Jamestown, North Dakota.

3. Results

3.1. Marine algae community structure

Fourteen marine algae species were identified along transects: six Rhodophyta, six Chlorophyta and two Ochrophyta (Phaeophyceae). The relative biomass for species that reached more than 0.5% of the total is shown in Fig. 2. The marine algae species *Bryopsis pennata*, *Ceramium comptum*, *Ceramium luetzelburgii*, *Chaetomorpha aerea*, *Champia parvula*, *Cladophora vagabunda*, *Hypnea musciformis* and *Sargassum* spp. were found in the area; however, their summed biomass did not reach 1%. Species richness was higher during the summer (14 species) than the winter (eight species).

Based on the biomass (relative dry weight) the predominant summer species was *Caulerpa mexicana* (89.8%). During winter there was a 2.3-fold increase and 98.7% dominance in *C. mexicana* biomass.

Significant differences were seen when comparing the community structure in the different sampling periods. Biomass was significantly higher whereas species richness, Pielou's evenness, and Shannon diversity were significantly lower in winter (Table 1). Winter and summer communities were segregated significantly between seasons (Fig. 3) (PERMANOVA, $F = 27.9749$, $P = 0.0001$). Despite no significant differences to be observed among transects (PERMANOVA, $F = 1.5304$, $P = 0.0953$), the interactions analyses (PERMANOVA, $F = 2.1806$, $P = 0.0113$) reinforces the influence of seasons in the community structure patterns.

3.2. Environmental quality evaluation

All marine algae species found in the study site belonged to the ecological state group II (ESG II) consisting of species with fast growth and short lifecycles (opportunistic; Orfanidis et al., 2003), generating an EEI = 2 indicating a degraded ecosystem.

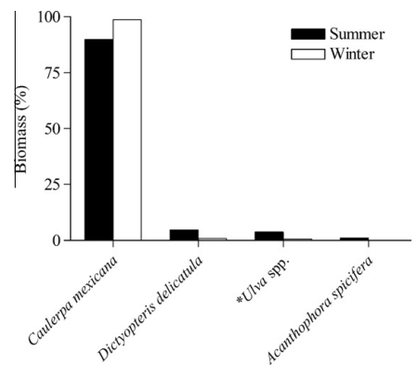


Fig. 2. Seasonal variation (summer and winter) of algae species collected in a degraded feeding area for juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in Espírito Santo Bay, Southeastern Brazil. Values represent the relative biomass (dry weight). **Ulva* spp. = *U. fasciata*, *U. lactuca* and *U. rigida*.

Author's personal copy

Table 1
The macroalgae community descriptors from the green turtle foraging area in two seasons.

	Winter	Summer
Biomass (g sample^{-1})	28.08	13.61
Species richness (S) (sp sample^{-1})	2.26	5.79
Pielou's evenness (J')	0.09	0.29
Shannon-Wiener diversity (H')	0.09	0.45

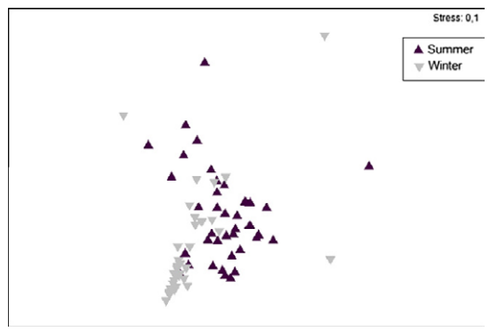


Fig. 3. MDS from biomass matrix of macroalgae community from a degraded feeding area for juvenile green turtles (*Chelonia mydas*).

3.3. Green turtle diet and preference

We examined 15 dead turtles found in the study area, four of which had been tagged during prior capture efforts in the same area (Santos et al., 2010). These turtles had a mean CCL of 44.0 cm (SD = 6.7; range = 35.1–60 cm). Prevalence of FP was 46.7%, and all were in good body condition, except for one emaciated individual that upon internal examination had an obstruction in the digestive system caused by a nylon line, that went from the esophagus to the cloaca. Ascertaining the exact cause of death was not possible from necropsies; however, some individuals exhibited lesions compatible with net entanglements and boat impact. The FP cases were not considered a primary cause of stranding because the tumor scores were low and all FP turtles were in good body condition.

The diet was dominated by marine algae, which represented 96% of the total biomass (Table 2). Traces of seagrass (*Halodule wrightii*) were also found in three stomach contents except for one turtle where *H. wrightii* predominated (95% of the biomass). Among the marine algae in the diet, red algae were the most diverse (10 species). However, they represented only 4.6% of the biomass whereas green algae (four species, dominated by *Ulva* spp.) made up 91.4% of the biomass. We found three species of *Ulva* (*U. fasciata*, *U. lactuca* and *U. rigida*) in the study area, but based on impracticality of identifying each fragment to species, we grouped them as *Ulva* spp. No brown algae were found in the stomach contents. Three individuals had small amounts of nylon line 5–15 cm in length and one had a 1.5 cm diameter rubber ring in its stomach none of which presented with associated pathology. No significant difference in the diet was found between turtles with and without FP ($R = 0.022$; $P = 0.275$).

The diet of the sea turtles did not reflect the availability of each item within the study area. The Johnson (1980) preference index showed an apparent preference for red algae, followed by *H. wrightii*, and *Ulva* spp. and avoidance of the brown alga, *Dictyopteris delicatula* and the dominant green alga, *C. mexicana*.

Table 2
Relative biomass (dry weight), relative volume and frequency of occurrence (FO) of diet items found in stomachs 15 dead stranded juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) found in the study area. T denotes presence in trace levels.

Diet items	Biomass (%)	Volume (%)	FO (%)
Algae			
Rhodophyta			
Halymenia floresii	0.5	2.6	53.3
Gracilariopsis tenuifrons	T	T	6.7
Gelidium floridanum	2.5	1.8	26.7
Rhodymenia pseudopalmata	T	T	6.7
Chondracanthus elegans	0.2	1.2	6.7
Hypnea musciformis	T	T	40.0
Pterocladiella capillacea	0.9	0.7	13.3
Gymnogongrus griffithsiae	0.2	0.2	13.3
Gracilaria mammillaris	0.3	0.2	6.7
Laurencia spp.	T	T	6.7
Total Rhodophyta	4.6	6.8	73.3
Chlorophyta			
Caulerpa mexicana	7.1	10.1	73.3
Ulva spp.	83.6	76.9	100.0
Cladophora vagabunda	0.6	0.9	66.7
Chaetomorpha aerea	T	T	6.7
Total Chlorophyta	91.4	87.9	100.0
Seagrass			
Halodule wrightii	3.9	4.9	26.7
Trash	T	T	20.0

Table 3
Diet preference of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) from a degraded feeding area. Diet items are listed from most preferred to least preferred. Tbar < 1 indicates that diet item was selected, Tbar = 0 indicates that diet item was consumed in same proportions as its availability and Tbar > 1 indicates that diet item was not selected. Test of H_0: all diet items are equally preferred: $F_{9,6} = 256{,}93$. Critical value for the Waller-Duncan procedure with $K = 100$ is $W = 3.08$ ($\alpha = 0.05$).

Diet Items	Average difference in ranks for diet items	
	Tbar	Rank
Gelidiaceae[a]	−2.7	1
Halymenia floresii	−2.5	2
Ulva spp.	−1.7	3
Cladophora vagabunda	−1.3	4
Halodule wrightii	−1.3	5
Gymnogongrus griffithsiae	−1.3	6
Hypnea musciformis	1.1	7
Acanthophora spicifera	2.3	8
Caulerpa mexicana	2.3	9
Dictyopteris delicatula	5.2	10

[a] Gelidiaceae = *Gelidium floridanum* and *Pterocladiella capillacea*.

For red algae, the exceptions included *H. musciformis*, which was found only in trace levels, and *Acanthophora spicifera*, which was absent in turtle diets despite representing 1.5% of the summer biomass of the macro-algal community. The preference ranking and its significance is shown in Table 3.

4. Discussion

Low species diversity in our study site with a predominance of opportunistic algae and dominance of *C. mexicana* contrasted with the nearby more pristine areas in this transition region situated between a tropical and a warm temperate province which is considered one of the most diverse regions for macroalgal flora along the Brazillian coast, typically dominated by a diverse assemblage of 400 macroalgal species (Figueiredo et al., 2008; Guimarães, 2003; Horta et al., 2001). We suspect environmental degradation could explain this phenomenon because only opportunistic marine algae were found at our study site thus characterizing the study area as degraded, based on EEI. In contrast, similar sampling of algae in nearby (within 20–30 km) green turtle foraging pastures with

Author's personal copy

minimal human impact, revealed a higher species richness (60 Rhodophyta, 7 Chlorophyta and 7 Ochrophyta) and a dominance of red algae (45.95% of coverage) rather than *C. mexicana* despite similarities in benthic substrate, water temperature, tidal conditions between both areas (P.A. Horta unpublished manuscript).

In addition to the EEI, the presence of green turtle FP, a debilitating neoplastic disease (Work et al., 2001; Work et al., 2003) commonly associated with degraded coastal areas (Aguirre, 1991; Aguirre and Lutz, 2004; Herbst, 1994; Herbst and Klein, 1995; George, 1997;) also supports the observation that our study area is degraded. Captures performed from March 2007 to April 2008 in the same study area revealed a high prevalence of FP (58.3%), which is higher than comparable regions in Brazil with most turtles moderately to heavily affected (Santos et al., 2010).

Although our sample size for turtle diets was relatively small, and we cannot ascertain completely where stranded turtles had foraged, we suspect that stomach contents of stranded green turtles were representative of animals in the study site based on the following: (1) the examined stomachs were collected throughout the year, thus providing diet information for all seasons; (2) 26% of the turtles included in the diet study were marked during the study period; (3) our use of stomach contents provides more representative information than esophageal lavage samples, where only part of the food items are recovered (Seminoff et al., 2002); and (4) we saw no difference in stomach contents between animals with and without FP suggesting that disease does not affect foraging behaviors of green turtles.

Turtles in this study showed a diet consisting primarily of marine algae (96% of sample biomass and 94.7% of sample volume) with seagrass comprising a minority of samples except for one turtle where *H. wrightii* dominated. In other studies where green turtles showed a diet based on algae, Rhodophyta predominated in the diet globally: Australia (André et al., 2005; Fuentes et al., 2006; Forbes, 1996), Brazil (Ferreira, 1968; Sazima and Sazima, 1983), Florida (Makowski et al., 2006), Hawaii (Arthur and Balazs, 2008; Russell and Balazs, 2009) and Mexico (López-Mendilaharsu et al., 2005; Seminoff et al., 2002). In contrast, we found that Chlorophyta predominated in green turtle diets made up 91.4% of total biomass (Table 2).

Many species of the genus *Caulerpa* have life history traits such as growth rate, thallus morphology and dispersal strategy that promote invasiveness (Davis et al., 2005; Ceccherelli et al., 2002). The poor environmental quality coupled with the highly competitive capacity of *C. mexicana* probably contributed to its dominance in our study area and contrasted with its low occurrence in resident turtle stomachs. Marine algae of the order Caulerpales are often avoided by macroherbivores (Hay, 1981; Littler et al., 1983; Lobel and Ogden, 1981; Ogden, 1976; Tsuda and Bryan, 1973) perhaps as the result of toxic/distasteful metabolites such as caulerpenyne (Paul and Fenical, 1986; Paul and Hay, 1986) or their poor nutritional quality (Paul and Fenical, 1986). For example, parrotfish that were fed *C. mexicana* had reduced survival rates (Lobel and Ogden, 1981), and Balazs (1985) showed that juvenile green turtles in Johnston Atoll ate *Caulerpa racemosa* only when more preferred marine algae species were absent, thus resulting in reduced growth rates of the turtles.

The extent to which the diet of green turtles is determined by selective feeding or food availability has been discussed in several studies (Bjorndal, 1997). Our study showed that the green turtles had a selective feeding, which agree with recent studies (Fuentes et al., 2006; López-Mendilaharsu et al., 2008). The preponderance of red algae in the diets of green turtles in previous studies (André et al., 2005; Arthur and Balazs, 2008; Forbes, 1996; Fuentes et al., 2006; López-Mendilaharsu et al., 2005; Makowski et al., 2006; Seminoff et al., 2002) agrees with our study; however, they were found in small quantities probably reflecting their paucity in the foraging area, which may be due to habitat degradation. Another preferred item in turtles from our study was the green algae *Ulva* spp., which was the main food item found in the stomach contents. The consumption of *Ulva* by green turtles was reported in other studies (e.g. André et al., 2005; Arthur and Balazs, 2008; Ferreira, 1968), but rarely predominates in diet save for a few exceptions (López-Mendilaharsu et al. 2008).

The absence of the red algae *A. spicifera* and *H. musciformis* in turtles from our study contrasted with their presence in green turtle diets in other areas (André et al., 2005; Fuentes et al., 2006; Russell and Balazs, 2009). This absence can be explained by the low biomass of these algae in the study area and their presence as epiphytes on *C. mexicana* which was avoided by green turtles. The absence of *D. delicatula* in green turtles diet may be due to this alga's low digestibility. Although there are few data on food avoidance in green turtles, low digestibility was cited by Seminoff et al. (2002) as the primary reason for the avoidance of the brown alga *Sargassum johnstonii* by green turtles inhabiting a temperate foraging area in the Gulf of California, Mexico. Digestibility has also been reported as a contributing factor to diet composition for green turtles in Bahia Magdalena, Mexico (López-Mendilaharsu et al., 2005).

The low number of available food items within our study site, coupled with the possible secondary metabolite production by the dominant marine alga in the environment (*C. mexicana*), may force green turtles to base their diet on only one genus of marine algae (*Ulva*). McDermid et al. (2007) showed that the marine algae, seagrasses, and algal turfs known to be consumed by Hawaiian green turtles have considerable variation in nutritional composition. Restricted diets may adversely affect turtles because different food items are required to optimize different process of the life cycle such as growth, survival, and fecundity (Worm et al., 2006). For example, variation in fecundity of wild Caribbean and Surinam green turtle populations was credited to differences in diet (Bjorndal, 1982), nesting numbers have been correlated with food availability in the months prior to breeding (Broderick et al., 2001; Limpus and Nichols, 1988), and differences in growth rates of juveniles were attributed to dietary differences the in Hawaiian Islands (Balazs and Chaloupka, 2004).

The potential nutritional deficit combined with high prevalence of fibropapillomatosis and the continuous and increasing degradation of the coastal environments throughout the world, create a high risk scenario for green turtles. Based on our findings and given the high degradation rates of coastal ecosystems, we recommend that conservation programs for green turtles focus not only on the turtles, but also on the entirety of coastal habitats within which these turtles live (Worm et al., 2006). Feeding areas that have a high diversity of marine algae should be seen as having a high priority for protection. Conservation measures that benefit green turtle populations will also help other herbivores and organisms that use these areas.

Acknowledgements

We thank the FAPES, CAPES, CNPq (ASM Grant 308867/2006-8) and TAMAR/ICMBio for the financial support, the TAMAR team for helping with the field work, Acqua Sub and its team for lending SCUBA equipment and helping in the collection of marine algae, and Dr. D.J. Russell and Dr. K.J. McDermid for their manuscript review and helpful comments. Use of products or trade names does not imply endorsement by the US Government.

References

Aguirre, A.A., 1991. Green turtle fibropapilloma: an epidemiologic perspective. In: Balazs, G.H., Pooley, S.G. (Eds.), Research plan for marine turtle fibropapilloma, US Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-156, pp. 107–113.

Author's personal copy

Aguirre, A.A., Lutz, P.L., 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? EcoHealth 1, 275–283.

Anderson, T.W., 1994. Role of macroalgal structure in the distribution and abundance of a temperate reef fish. Mar. Ecol. Prog. Ser. 113, 279–290.

Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Aust. Ecol. 26, 32–46.

André, J., Gyuris, E., Lawler, I.R., 2005. Comparison of the diets of sympatric dugongs and green turtles on the Orman Reefs, Torres Strait. Wildl. Res. 32, 53–62.

Arthur, K.E., Balazs, G.H., 2008. A comparison of immature green turtle (*Chelonia mydas*) diets among seven sites in the main Hawaiian Islands. Pac. Sci. 62, 205–207.

Balazs, G.H., 1985. Status and ecology of marine turtles at Johnston Atoll. Atoll Res. Bull. 285, 1–46.

Balazs, G.H., Chaloupka, M., 2004. Spatial and temporal variability in somatic growth of green sea turtles (*Chelonia mydas*) resident in the Hawaiian Archipelago. Mar. Biol. 145, 1043–1059.

Ballestero, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. Mar. Pollut. Bull. 55, 172–180.

Bjorndal, K.A., 1982. The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. In: Bjorndal, K.A. (Ed.), Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 111–116.

Bjorndal, K.A., 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P., Musick, J. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 199–232.

Bjorndal, K.A., 1999. Priorities for research in foraging habitats. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.), Research and management techniques for the conservation of sea turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, pp. 12–14.

Borowitzka, M.A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effects of pollution. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 25, 73–84.

Broderick, A.C., Godley, B.J., Hays, G.C., 2001. Trophic status drives interannual variability in nesting numbers of marine turtles. Proc. R. Soc. Lond. Ser. B 268, 1481–1487.

Ceccherelli, G., Piazzi, L., Balata, D., 2002. Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 280, 1–11.

Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities. Plymouth Marine Laboratory, 144p.

Davis, A.R., Benkendorff, K., Ward, D.W., 2005. Responses of common SE Australian herbivores to three suspected invasive *Caulerpa* spp.. Mar. Biol. 146, 859–868.

Ferreira, M.M., 1968. Sobre a alimentação da aruanã, *Chelonia mydas* Linnaeus, ao longo da costa do estado do Ceará. Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará 8, 83–86.

Figueiredo, M.A.O., Horta, P.A., Pedrini, A.G., Nunes, J.M.C., 2008. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. Oecol. Bras. 12, 258–269.

Forbes, G.A., 1996. The diet and feeding ecology of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in an algal-based coral reef community. Ph.D. Thesis, James Cook University, Townsville.

Fuentes, M.P.B., Lawler, I.R., Gyuris, E., 2006. Dietary preferences of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) on a tropical reef flat. Wildl. Res. 33, 671–678.

George, R., 1997. Health problems and diseases of sea turtles. In: Lutz, P., Musick, J. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press Inc., Cleveland, Ohio, pp. 363–385.

Gorostiaga, J.M., Díez, I., 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). Mar. Ecol. Prog. Ser. 130, 157–167.

Guimarães, S.M.P.B., 2003. Uma análise da diversidade da flora marinha bentônica do Estado do Espírito Santo, Brasil. Hoehnea 30, 11–19.

Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319, 948–952.

Hay, M.E., 1981. Spatial patterns of grazing intensity on a Caribbean barrier reef: herbivory and algal distribution. Aquat. Bot. 11, 97–109.

Herbst, L.H., 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. Annu. Rev. Fish Dis. 4, 389–425.

Herbst, L.H., Klein, P.A., 1995. Green turtle fibropapillomatosis: challenges to assessing the role of environmental cofactors. Environ. Health Perspect. 103, 27–30.

Horta, P.A., Amancio, E., Coimbra, C.S., Oliveira, E.C., 2001. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. Hoehnea 28, 243–265.

Johnson, D.H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resources preferences. Ecology 61, 65–71.

Krebs, C.J., 1999. Ecological Methodology, second ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, California. pp. 620.

Limpus, C.J., Nichols, N., 1988. The southern oscillation regulates the annual numbers of green turtles (*Chelonia mydas*) breeding around Northern Australia. Aust. Wildl. Res. 15, 157–161.

Littler, M.M., Murray, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroorganisms. Mar. Biol. 30, 277–291.

Littler, M.M., Taylor, P.R., Littler, D.S., 1983. Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. Coral Reefs 2, 111–118.

Lobel, P.S., Ogden, J.C., 1981. Foraging by the herbivorous parrotfish *Sparisoma radians*. Mar. Biol. 64, 173–183.

López-Mendilaharsu, M., Gardner, S.C., Riosmera-Rodriguez, R., Seminoff, J.A., 2008. Diet selection by immature green turtles (*Chelonia mydas*) at Bahía Magdalena foraging ground in the Pacific coast of the Baja California peninsula. México. J. Mar. Biol. Assoc. UK 88, 641–647.

López-Mendilaharsu, M., Gardner, S.C., Seminoff, J.A., Riosmera-Rodriguez, R., 2005. Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of the Baja California península, México. Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst. 15, 259–269.

Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science 312, 1806–1809.

Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B., Lutz, P., 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P., Musick, J.A. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 387–404.

Makowski, C., Seminoff, J.A., Salmon, M., 2006. Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. Mar. Biol. 148, 1167–1179.

McDermid, K.J., Stuercke, B., Balazs, G.H., 2007. Nutritional composition of marine plants in the diet of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in the Hawaiian Islands. Bull. Mar. Sci. 81, 55–71.

Moreira, L., Baptistotte, C., Scalfone, J., Thomé, C.J., Almeida, A.P.L.S., 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsletter 70, 2.

Murray, S.N., Ambrose, R.F., Dethier, M.N., 2002. Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological Studies on Rocky Shores. US Department of the Interior, Minerals Management Service. Pacific OCS Region, Camarillo, California, pp. 217.

Murray, S.N., Littler, M.M., 1978. Patterns of algal succession in a pertubated marine intertidal community. J. Phycol. 14, 506–512.

Ogden, J.C., 1976. Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. Aquat. Bot. 2, 103–116.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transiotinal and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. Mediterranean Mar. Sci. 2 (2), 45–65.

Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to ecological evaluation index (EEI). Ecol. Indic. 3, 27–33.

Paul, V.J., Fenical, W., 1986. Chemical defenses in tropical green algae, order Caulerpales. Mar. Ecol. Prog. Ser. 34, 157–169.

Paul, V.J., Hay, M.E., 1986. Seaweed susceptibility to herbivory; chemical and morphological correlates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 33, 255–264.

Raffaelli, D., 2004. How extinction patterns affect ecosystems. Science 306, 1141–1142.

Russell, D.F., Balazs, G.H., 2009. Dietary shifts by green turtles (*Chelonia mydas*) in the Kane'ohe Bay region of the Hawaiian Islands: a 28-year study. Pac. Sci. 63, 181–192.

Santos, R.G., Martins, A.S., Torezani, E., Baptistotte, C., Farias, J.D.N., Horta, P.A., Work, T.M., Balazs, G.H., 2010. Relationship between fibropapillomatosis and environmental quality: a case study with *Chelonia mydas* off Brazil. Dis. Aquat. Org. 89, 87–95.

Sazima, I., Sazima, M., 1983. Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral Norte Paulista. Bolm. Inst. Oceanogr., S. Paulo 32, 199–203.

Small, C., Nicholls, R.J., 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. J. Coast. Res. 19, 584–599.

Seminoff, J.A., Resendiz, A., Hidalgo, S., Nichols, W.J., 2002. Diet of the East Pacific green turtle, *Chelonia mydas*, in the central Gulf of California. México. J. Herpetol. 36, 447–453.

Tsuda, R.T., Bryan, P.G., 1973. Food preferences of juvenile *Siganus rostratus* and *S. Spinus* in Guam. Copeia 3, 604–606.

Walsh, M., 1999. Rehabilitation of sea turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, pp. 202–207.

Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck Jr., K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., Williams, S.L., 2009. Accelerating loss of seagrass across the globe threatens coastal ecosystems. Proc. Natl Acad. Sci. USA 106, 12377–12381.

Work, T.M., Balazs, G.H., Wolcott, M., Morris, R., 2003. Bacteraemia in free-ranging Hawaiian green turtles *Chelonia mydas* with fibropapillomatosis. Dis. Aquat. Org. 53, 41–46.

Work, T.M., Rameyer, R.A., Balazs, G.H., Cray, C., Chang, S.P., 2001. Immune status of free-ranging green turtles with fibropapillomatosis from Hawaii. J. Wildl. Dis. 37, 574–581.

Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science 314, 787–790.

Identifying and Mitigating Hatchling Disorientation on Nesting Beaches

Thiago Z. Serafini[1], Kellyn Carneiro[2], Mariene F. Lima[3], Michelle J. de Luca[4], Manuela R. B. Bosquirolli[2] & Eduardo de C. Saliés[2]

[1]UFPR, Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento – Brasil, Rua dos Funcionários 1540, 80035-050, Curitiba-PR (E-mail: thiagoserafini@hotmail.com); [2]Fundação Pró-TAMAR. PO Box 2219, 41950-970, Salvador-BA, Brazi (E-mail: kellyn@tamar.org.br; manuela@tamar.org.br; eduardo@tamar.org.br); [3]UFPR, Programa de Pós-Graduação em Educação – Brasil, Rua General Carneiro, 460, 80060-150, Curitiba-PR (E-mail: marienefrancine@hotmail.com); 4 Plaza Itapema Resort & Spa, BR 101, Km 144, 88220-000, Itapema-SC, Brazil (E-mail: michele.deluca@plazahoteis.com.br)

Sea turtle hatchlings use mainly visual cues to find the ocean after emerging from the nest during the night (Lohmann et al. 1997). On nesting beaches, artificial lights can disrupt hatchling seafinding and thus are potentially a major threat. If disrupted between the nest and the ocean, hatchlings may be more susceptible to mortality associated with exhaustion, dehydration, predation, etc. (Whiterington & Martin 2000). Similarly, artificial lights can disorient adult females while they are crawling up the beach to nest (or during the nesting process) (Whiterington & Martin 2000; Deem et al. 2007). Identification and quantification of light impacts on the beaches is an important conservation measure in nesting areas (Whiterington & Martin 2000).

The northern coast of Bahia is a major sea turtle nesting area in Brazil, hosting approximately 6,000 nests per year laid by loggerhead (*Caretta caretta)*, hawksbill (*Eretmochelys imbricata*), olive ridley (*Lepidochelys olivacea)* and green turtles (*Chelonia mydas*). Conservation activities on nesting beaches in Brazil began in 1982 and continues today, being carried out by Projeto TAMAR (Brazilian National Sea Turtle Conservation Program) (Marcovaldi & Marcovaldi 1999).

Recently, increasing nest numbers have been observed for loggerheads (Marcovaldi & Chaloupka 2007), hawksbills (Marcovaldi et al. 2007) and olive ridleys (Silva *et al*. 2007) in northern Bahia. Concurrently, tourist activities have also increased in the region, resulting in the development of villages and small cities along the coast, in addition to the construction of large resorts in front of nesting beaches (Lyrio 2003). This coastal development has greatly contributed to the increasing occurrence of artificial light on the beaches. In this study, we describe a simple and efficient method to identify emerged nests with hatchlings disrupted by artificial lighting and locate the source of the disruption, with experimental data obtained from several beaches of northern Bahia.

During the nesting seasons of 2006/2007, 2007/2008 and 2008/2009, we investigated hatchling behavior on four beaches in northern Bahia, Northeast Brazil. Two (Busca Vida or BV and Santa Maria or SM) are located in residential condominiums areas, with households on average about 40 m from nests and occupied during the summer, which is the period for the nesting season. BV also has a tourist resort. The other two beaches (Arembepe or AR and Berta or BE) are located in isolated areas, with no inhabitants or direct light sources reaching the beaches. All beaches were daily patrolled at early morning during the nesting and hatchling emergence season (September to April), according to standard methodology for fieldwork, described in Marcovaldi & Marcovaldi (1999), where all nests were marked (Fig. 1A).

To assess and document the impacts of artificial lights in each of the beaches, we examined hatchling tracks from nests in the early morning after primary nighttime emergence occurred. If the majority of observed hatchling tracks went to the ocean, we score the nest as "right". If the majority of observed hatchlings tracks did not go in the direction of the ocean, the nest was scored as "wrong" (Fig. 1A). When live hatchlings were found near the houses in the early morning, we promptly released them. For the three seasons of our study, we observed that on the uninhabited beaches (AR and BE), as expected, 100% of observed nests were scored as "right" (Table 1). However, on the developed beaches (BV and SM), some nests were scored as being "wrong" (Table 1). Overall, SM had a higher rate of "wrong" nests than BV, likely due to the higher density and closer proximity of houses to the nesting beach in SM.

To identify the possible artificial lighting sources causing the observed hatchling disruption, we collected data on the average direction(s) that the hatchlings crawled away from the ocean of each nest (Figure 1B). Using this information, on the following evening, biologists visited the beach with the aim of identifying which light sources attracted the hatchlings. Once indentified, we approached these homes or resorts to speak with the owners or managers, to inform of the impacts of their lights on the turtles and provide them with possible actions to eliminate these impacts. Brazil, there is specific legislation prohibiting the impact of artificial lighting on sea turtle nesting beaches (legislation IBAMA Portaria n° 11 of 30th January 1995 and Bahia's State Law n° 7.034 of 13th February 1997). These laws prohibit the incidence of light on nesting beaches (IBAMA's federal law applies to specific regions of the Brazilian

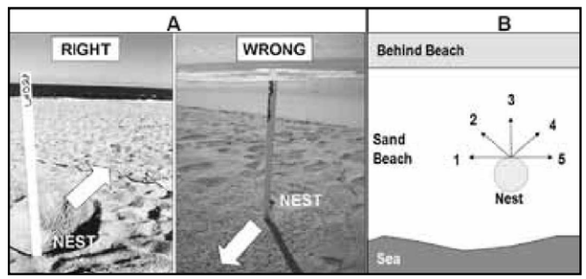


Figure 1. (A) Pictures showing the hatchling's crawls on the sand at the northeast coast of Bahia. RIGHT is the situation when the majority of hatchlings went toward the sea and WRONG when they went on the opposite direction. (B) Schematic representation of the methodology used for the identification of the track directions (1 to 5) of the hatchling's crawls disoriented due to a light pollution sources for each disrupted nest.

		BE	AR	SM	BV
2006/2007	Total nests	215	158	407	720
	Nests with hatchling disorientation	0	0	20	6
	% nests with hatchling disorientation	0	0	5	0.8
	% light pollution sources identified	n/a	n/a	100	100
2007/2008	Total nests	208	120	406	752
	Nests with hatchling disorientation	0	0	26	18
	% nests with hatchling disorientation	0	0	6	2
	% light pollution sources identified	n/a	n/a	100	100
2008/2009	Total nests	344	171	530	803
	Nests with hatchling disorientation	0	0	36	18
	% nests with hatchling disorientation	0	0	7	2
	% light pollution sources identified	n/a	n/a	100	100

Table 1. Total number of sea turtle nests (including loggerhead, hawksbill, olive ridley and green) laid on Berta (BE), Arembepe (AR), Santa Maria (SM) and Busca Vida (BV), during the 2006/2007, 2007/2008 and 2008/2009 nesting seasons, together with nests observed with disrupted hatchling sea finding.

coast and Bahia state law applies to specific beaches in the state) from any artificial light source in a range of 50 m from the high tide line.

We also georeferenced each nest with disrupted hatchlings, to enable the visualization of satellite images (i.e. available in Google Earth® software). This helped to identify not only the sources of light that caused hatchling disruption of individual nests but also potential hotspots of artificial light affecting many nests (Fig. 2); it also produced maps there were valuable in raising awareness of lightning issues in public meetings with the property owners and managers.

Overall, the method of scoring nests as "right" or "wrong" was simple and quick, and thus easily integrated into the routine morning patrols of beach monitors. Once identified, nests with disrupted hatchling behavior could then be investigated in more detail, and possible sources of artificial light identified.

Despite the low frequency of nests with disrupted hatchlings at SM and BV (<8%), it should be inferred that there is little hatchling disruption by artificial lights along the entire Bahia coast. This is because there is a wide variety of patterns of development behind beaches across the state; we recommend that each beach should be evaluated independently for hatchling disruption.

Our initial success with this simple method of identifying artificial lighting problems on our beaches is promising. However, it may have implications under certain conditions. For instance, moon phase can play a role in hatchling disruption from artificial lighting (Salmon & Witherington 1995). Thus, it may be necessary to continually check for disruption of hatchlings from nests across seasons and perhaps across years, to fully identify problem lighting sources. However, our method is simple and quick enough to implement as a routine measurement during morning patrols.

Acknowledgments. We are grateful to TAMAR staff members who helped to collect the data. Our special thanks to Luciano S. Soares for their careful review and for help in translating of the manuscript into English, and to Matthew Godfrey and an anonymous referee for their valuable contributions to the manuscript. Projeto TAMAR, a conservation programme of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with the ICMBio (the Brazilian Institute for Biodiversity Conservation – Instituto Chico Mendes), is co-managed by Fundação Pró-Tamar and is officially sponsored by Petrobras.



Figure 2. Satellite images used for educational purposes showing examples of light pollution affecting sea turtle hatchlings at Santa Maria beach, northeast Brazil. (A) Situation where some nests, each identified as a numbered flag, had hatchlings that crawled toward (arrows) the same small hotel (circled building). (B) A stretch of beach (surrounded by the box) where the light from public street lamps focused direct on nests (flags numbered) on the beach and hatchlings from several nests had crawled toward the street.

DEEM, S.L., F. BOUSSAMBA, A.Z. NGHEMA, G-P. SOUNGHET, S. BOURGEOIS, J. CIANCIOLO & A. FORMIA. 2007. Artificial lights as a significant cause of morbidity of leatherback sea turtles in Pongara National Park, Gabon. Marine Turtle Newsletter 116:15-17.

LOHMANN, K.J., B.E. WITHERINGTON, C.M.F. LOHMANN & M. SALMON. 1997. Orientation, navigation, and natal beach homing in sea turtles. In: LUTZ, P. L. & J. A. MUSICK (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Vol. I. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 108-135.

LYRIO, R.S. 2003. Gerco litoral norte: revisão do diagnóstico sócio-ambiental, consolidado numa proposta de zoneamento e plano de gestão. Centro de Recursos Ambientais – CRA, Salvador, BA, 159 p.

MARCOVALDI, M.A. & M. CHALOUPKA. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endangered Species Research 3:133-143.

MARCOVALDI, M.A. & G.G. MARCOVALDI. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91:35-41.

MARCOVALDI, M.A., G.G. LOPEZ, L.S. SOARES, A.J.B. SANTOS, C. BELLINI, & P.C.R. BARATA. 2007. Fifteen years of hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in northern Brazil. Chelonian Conservation and Biology 6:1-6.

SALMON, M. & B.E. WITHERINGTON. 1995. Artificial lighting and seafinding by loggerhead hatchlings: evidence for lunar modulation. Copeia 1995: 931-938.

SILVA, A.C.C.D. da, J.C. CASTILHOS, G. LOPEZ & P.C.R. BARATA. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivavea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 87:1-10.

WHITERINGTON, B.E. & R.E. MARTIN. 2000. Understanding, assessing, and resolving light-pollution problems on sea turtle nesting beaches. FMRI Technical Report TR-2, Second Edition, 73 p.

Indian Ocean Crossing by a Juvenile Hawksbill Turtle

Scott D. Whiting[1], Ismail Macrae[2], Wendy Murray[2], Robert Thorn[2], Trish Flores[2], Catharine Joynson-Hicks[3] & Seleman Hashim[4]

[1]Biomarine International, PO Box 376u, Charles Darwin University, NT, 0815 Australia (E-mail: scott.whiting@nt.gov.au)
[2]Parks Australia, PO Box 1024, West Island, WA, 6799 Australia; [3]Sea Sense, PO Box 105044, Dar es Salaam, Tanzania;
[4] Box 42, Lindi, Tanzania

The following tag report describes the longest recorded migration for a hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and the first trans-Indian Ocean crossing reported for any sea turtle species.

A juvenile hawksbill turtle with tags CA7443/CA7444 was initially captured as part of a larger mark-recapture study in a seagrass and algal feeding area near South Island, Cocos (Keeling) Islands, Indian Ocean (12º 11.528'E / 96º 54.910'S) on 10 Jan 2003. The Cocos (Keeling) Islands is an external territory of Australia. The turtle appeared healthy and measured 54.7 cm curved carapace length, 44.9 cm curved carapace width and weighed 13 kg. On 22 Sep 2008, it was found dead in a fishing net in the Lindi district of Tanzania on the east coast of Africa (approx. 9º 50' S / 39 º 54' E) over 6100 km straight-line distance from its initial capture position (Fig 1.). No other information was available despite contact with the reporter of the information in July 2010 when the tag recovery was first reported. There was no information to indicate if this turtle was a juvenile or adult when found and therefore deduce if this was a breeding or developmental migration. However, based on growth studies of hawksbill turtles from Cocos (Keeling) Islands (Whiting unpublished), it is unlikely this turtle would not have reached mature size during the 5.7 years at large. If this was a movement made by a juvenile turtle it supports previous evidence of long distance and trans-ocean crossings by hawksbill turtles from tag recoveries (Marcovaldi & Filippini 1991; Bellini *et. al*. 2000; Grossman *et. al*. 2007) and genetic studies (Bowan *et. al*. 2007) in the Atlantic. In addition, in 2003 a resident juvenile turtle from the Cocos (Keeling) Islands tracked by satellite telemetry made a westward journey of over 1000 km into the middle of the Indian Ocean before transmissions stopped (Whiting & Koch 2006). This current tag recovery and the previous tracked movement indicate that oceanic movements by foraging hawksbills from the remote Cocos (Keeling) atoll may not be unusual. These records from both the Atlantic and the Indian Oceans indicate that juvenile hawksbill turtles may not always remain in the neritic zone once they appear in shallow foraging areas and have the ability to change foraging locations over very large distances. This tag recovery is a substantial movement record for hawksbill turtles and for the Indian Ocean.

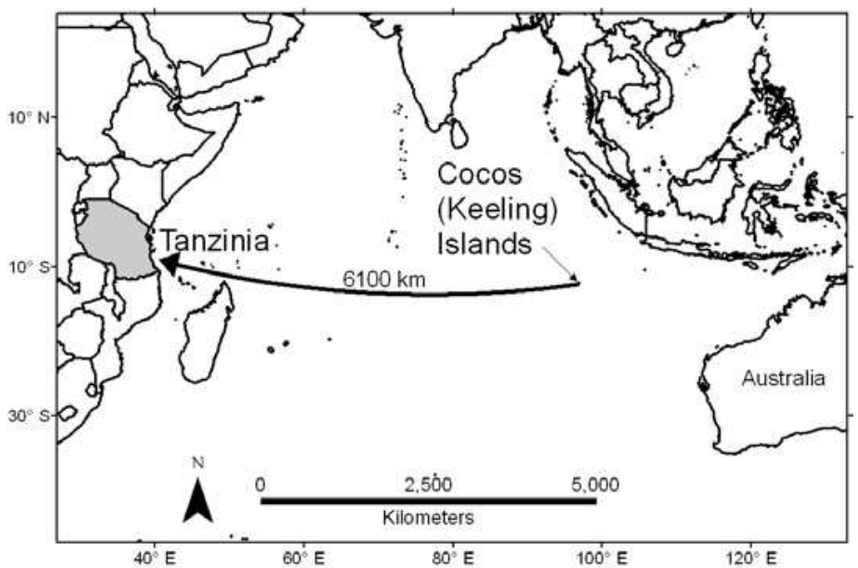


Figure 1. Map illustrating the two capture locations and the minimum distance travelled.

Vol. 443: 237–247, 2011
doi: 10.3354/meps09427

MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES
Mar Ecol Prog Ser

Published December 20

Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil

Augusto C. C. D. da Silva[1,*], Erik A. P. dos Santos[1], Fábio L. das C. Oliveira[2], Marilda I. Weber[2], Jamyle A. F. Batista[2], Thiago Z. Serafini[3], Jaqueline C. de Castilhos[2]

[1]Centro Nacional de Conservação, Pesquisa e Manejo das Tartarugas Marinhas, ReBio Santa Isabel, 49190-000, Pirambu, SE, Brazil

[2]Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, 49035-485, Aracaju, SE, Brazil

[3]Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Desenvolvimento - MADE, Universidade Federal do Paraná — UFPR, 80035-050, Curitiba, PR, Brazil

ABSTRACT: The state of Sergipe in northeastern Brazil is the largest nesting area for olive ridley turtles along this nation's coast, and constitutes a major rookery in the western Atlantic as well. Conservation efforts with a focus on nesting activities have been implemented there since 1982, but little is known about other aspects of the life cycle, specifically post-nesting movements of females and the locations of foraging grounds. To address this issue, satellite transmitters were deployed on 10 females that nested between February and April 2006. The turtles were monitored for an average of 113 d (range: 14 to 297 d), and an average movement of 1669 km (range: 407 to 4265 km) was recorded. Of the 10 turtles monitored, 6 moved along the Brazilian continental shelf to neritic foraging areas. Five of these turtles utilized foraging areas along the northern and northeastern coasts of Brazil, while one foraged along the southeastern coastline. Two females were tracked to equatorial oceanic waters, with one first moving to an inshore foraging site where she remained for 34 d before migrating to oceanic waters off the Brazilian coast. Signal transmission of 3 of the 10 turtles tracked ceased during their post-nesting migrations, preventing identification of their feeding areas. Olive ridley turtles nesting on the coast of Sergipe displayed a range of post-nesting movements including to coastal sites along the continental shelf as well as offshore oceanic areas. Inter-nesting habitats, migration routes and foraging grounds showed great overlap with a variety of coastal fisheries, as well as with longline fishing in oceanic waters, a key consideration for developing conservation strategies for this species in the western Atlantic.

KEY WORDS: Satellite tracking · Inter-nesting · Migration · Foraging grounds · *Lepidochelys olivacea* · Conservation · Brazil

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

INTRODUCTION

The olive ridley *Lepidochelys olivacea* is considered to be the most abundant sea turtle species and is distributed throughout tropical and subtropical ocean basins worldwide (Pritchard 1997). Despite this relative abundance, olive ridleys are classified as globally vulnerable in the IUCN Red List (Abreu-Grobois & Plotkin 2008).All sea turtles hatch from eggs on nesting beaches and then enter the ocean. The life history of olive ridleys is not well known, and their life cycle may include neritic and/or oceanic stages for juveniles and adults, depending on differences in resource availability between regions (Bolten 2003). North Pacific olive ridley juveniles, for example, are associated with warmer oceanic waters in the center of the subtropical gyre (Polovina et al. 2004). In contrast, in the eastern tropical Pacific, where large juveniles and adults are relatively abundant (Eguchi et al. 2007), post-nesting females pre-

*Email: cesar@tamar.org.br

© Inter-Research 2011 · www.int-res.com

sent nomadic oceanic migratory behaviors characterized by non-directional movements and highly flexible responses to changing environmental conditions (Swimmer et al. 2009, Plotkin 2010). Moreover, in Australia, olive ridley turtles do not undertake extensive migrations, remaining instead in coastal neritic waters close to their nesting grounds (McMahon et al. 2007, Whiting et al. 2007).

In the Atlantic Ocean, nesting grounds of the olive ridley turtles are found in the western hemisphere mainly in northeastern Brazil, Suriname and French Guiana (Fretey 1999, da Silva et al. 2007), whereas along the African coast they are located between Guinea Bissau and Angola (Fretey 2001). Behavioral differences and a lack of tag recoveries among the different nesting areas support the distinctiveness of the Brazilian rookery from others in the Atlantic (Godfrey & Chevalier 2004), although the Brazilian population shares mitochondrial DNA markers with those in Surinam and Guinea Bissau, and Brazil and Surinam are not currently distinguishable genetically (Bowen et al. 1998, A. Torres Hahn pers. comm.).

In Brazil, conservation efforts have been undertaken since 1982, starting with protection and monitoring of nesting beaches, then extending to feeding grounds (Marcovaldi & dei Marcovaldi 1999) and monitoring and mitigation of fishery interactions (Marcovaldi et al. 2002). The main olive ridley nesting beaches in Brazil are found along a 340 km continuous span of coastline in the states of Sergipe and northern Bahia, where annual nest numbers have been increasing since 1991 (da Silva et al. 2007). Despite these nesting increases, juvenile and adult olive ridley turtles have been captured by coastal (da Silva et al. 2002, Thomé et al. 2002) and oceanic (Sales et al. 2008) fisheries, constituting a major threat to the turtle population and underscoring the need for effective conservation strategies.

Little is known about post-nesting behavior, female habitat usage and the location of olive ridley foraging grounds in Brazil and regionally, hindering the development of informed management plans. The aim of this study was therefore to investigate the behavior of female olive ridley turtles nesting in northeastern Brazil, with respect to post-nesting movements, migratory routes and foraging grounds. By reporting data on olive ridley movements revealed by satellite telemetry in the Atlantic Ocean basin, this study provides information that is key for the conservation of olive ridley turtles and their habitats in the Western Atlantic, and for better understanding the variable life history patterns of this vulnerable species.

MATERIALS AND METHODS

The study took place along 21 km of sandy beaches in northern coastal Sergipe, an important nesting area for olive ridley turtles in Brazil, between 1 February and 4 April 2006 (Fig. 1; 10.7° S, 36.7° to 36.8° W; for detailed site descriptions see da Silva et al. 2007). Satellite transmitters were attached to 10 female olive ridley turtles (model KiwiSat 101, Sirtrack). Nesting females were located and, following complete oviposition, each turtle was placed in an open wooden box to facilitate transmitter attachment. The second and third medial scutes on the carapace were cleaned, and a satellite tag was attached with Tubolit® epoxy (Mitchell 1998). The attachment was then painted with Micron Premium® anti-fouling paint (International Yatch Paint) and allowed to dry for 45 min, after which turtles were released from the boxes and allowed to crawl into the ocean. Inconel tags (National

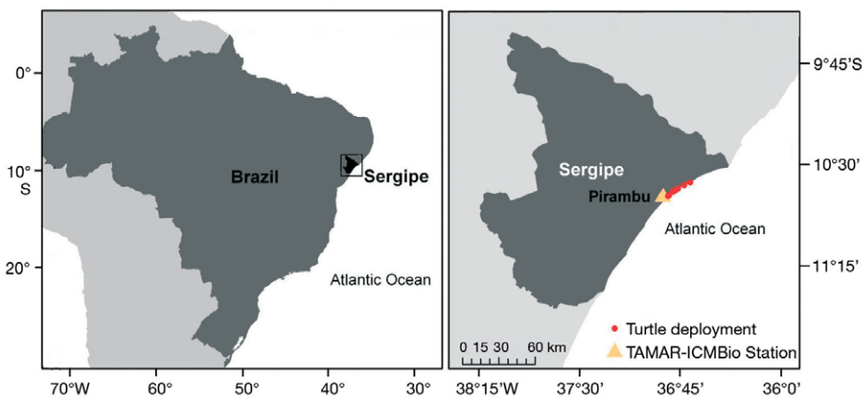


Fig. 1. Study area and locations of transmitter deployment on olive ridley turtles at Pirambu Beach in Sergipe, Brazil. Also shown is the location of the TAMAR-ICMBio conservation research station

Band and Tag Co.) were also attached to the trailing edge of each front flipper (following Balazs 1999), and curved carapace length (CCL) was measured in cm (Bolten 1999). Transmitters were powered by 2 D-size lithium batteries (0.5 W output), and were configured to work continuously during the first 60 d, and then for 24 h on/48 h off.

Data were collected via the Argos system (http://argosinc.com), which assigned location classes (LC) to each transmission as an estimate of accuracy. The location classes were: LC 3 (accurate to ±150 m), LC 2 (±350 m), LC 1 (±1000 m), LC 0 (accurate to >1000 m), and LCs A, B and Z (of unknown accuracy). The tracking information was automatically downloaded and sorted into fields from the Argos databank using the Satellite Tracking and Analysis Tool (STAT; Coyne & Godley 2005), which additionally provided information about seafloor depth and distance from the coast to the turtles' locations.

The location classes known to be most accurate (LCs 3, 2, 1 and A; Hays et al. 2001) were used for reconstructing migration routes and estimating distances traveled. We also included LC A, since according to Hays et al. (2001), it has similar accuracy to LC 1. LCs 0, B and Z, and positions requiring turtles to move at speeds in excess of 5 km h^{-1} were excluded from this analysis. To achieve a better estimate of area usage and avoid excessive data filtration, broader-scale foraging and inter-nesting habitat characterization also relied on LCs B and 0 data, in addition to data from LCs 3, 2, 1 and A. We filtered locations for water depth >0.5 m, speed <5 km h^{-1} and angles <25°.

Inter-nesting habitats were identified based on transmitter signals from turtles that remained in the vicinity of the nesting beach for at least 16 d after transmitter deployment. Post-nesting migrations were considered complete when movement no longer appeared to be directed for at least 3 consecutive days (Zbinden et al. 2008). Foraging grounds were identified as those areas where turtles showed restricted movements (multidirectional and back-tracked over previous tracks) following post-nesting migrations, which continued until transmissions ceased or turtles engaged in new return migrations (Troëng et al. 2005). These areas were defined solely based on turtle movements as it was not possible to verify foraging behavior.

Geographic information systems software (ArcGIS 9.1, Environmental Systems Research Institute) was used to map turtle movements and calculate high-use areas and movement pathways. To define important habitats for each turtle, home ranges based on fixed kernel density estimators were calculated using Hawth's analysis tools for ArcGIS (Beyer 2004). The minimum convex polygon (MCP) was calculated to determine the total size of foraging and inter-nesting grounds. Core activity areas were defined using 50% kernel home range estimates (KHREs). Individual and joined core habitat use areas were identified using a single parameter smoothing factor of 0.05 calculated following Silverman (1986). Also calculated were 75% and 90% KHREs. The polygonal shapes were measured in km^2. Bathymetry was determined by plotting the tracks against nautical charts from the Brazilian Navy (DHN 2009). The tracks were combined with available data on incidental longline fishery captures provided by Sales et al. (2008). Pelagic fishing effort was represented as the total number of hooks in each 5° × 5° quadrant measured in 2006. In order to identify potential threats within inter-nesting areas, the turtle's home range and core areas were superimposed with shrimp otter trawl data obtained during TAMAR's monitoring efforts in Sergipe.

RESULTS

Inter-nesting habitat

Of the 10 turtles tracked, 6 females (Turtles C, D, F, H, I and J) remained at the nesting grounds for 35.3 ± 28.2 d (mean ± SD; range: 20 to 84 d) before starting post-nesting migrations, while the remaining 4 females (Turtles A, B, E and G) left the area immediately following nesting and transmitter deployment (Table 1). The MCP analyses revealed that the total area occupied by the turtles that remained at the nesting ground was 5223.8 km^2. The core of this area, in which 50% (KHRE) of the signals were observed, covered 490.9 km^2, corresponding to 9.3% of the total inter-nesting habitat (Fig. 2). The inter-nesting area delineated by the analysis comprised almost all of coastal Sergipe. Most of the signals were transmitted from areas in the vicinity of the capture beach and release location, but signals were also received from both further north and south of this site (Fig. 2). The mean distance from the coast of the turtles tracked during the inter-nesting period was 7 ± 5.6 km (range: 1 to 36 km), and water depths were on average 19.8 ± 45.7 m (range: 1 to 420 m). The deeper areas were associated with submarine canyons typical of the Sergipe coast. Individual variation in distance and water depth is presented in Table 1.

Of the turtles remaining at the nesting grounds following transmitter attachment, Turtle H was observed again 20 d after transmitter attachment during

Table 1. *Lepidochelys olivacea*. Transmission data obtained from the 10 olive ridley turtles tracked in this study with respect to their inter-nesting habitat. CCL: curved carapace length. (–): no data (turtles did not nest again)

	Transmission data					Inter-nesting area		
Turtle	CCL (cm)	Deployment date (dd/mm/yy)	Last location (dd/mm/yy)	Days tracked	Total non-linear distance tracked (km)	Residence time (d)	Distance from coast (km) mean ± SD (range)	Depth (m) mean ± SD (range)
A	71.0	01/02/06	15/02/06	14	407	–	–	–
B	74.5	03/02/06	05/03/06	30	430	–	–	–
C	70.0	04/02/06	28/11/06	297	2789	84	5.6 ± 5.5 (1–23)	17.3 ± 35.9 (1–208)
D	69.0	05/02/06	08/07/06	153	1137	21	8.5 ± 2.6 (3–15)	18.5 ± 8.5 (7–46)
E	67.5	06/02/06	16/04/06	69	2402	–	–	–
F	71.5	08/02/06	30/04/06	81	604	65	5.3 ± 3.2 (1–18)	14.6 ± 43.8 (2–376)
G	68.5	11/02/06	05/07/06	144	4265	–	–	–
H	69.0	15/02/06	11/07/06	146	1645	22	5.9 ± 3.9 (1–14)	13.2 ± 8 (3–27)
I	71.0	18/02/06	30/05/06	74	612	31	13.9 ± 6.2 (3–30)	50.1 ± 91.2 (1–420)
J	75.5	03/04/06	12/08/06	131	2400	18	5 ± 2.3 (2–9)	8 ± 3.6 (1–13)

a second nesting event on 6 March 2006. According to the telemetry results, Turtles C, F and J probably also nested again in intervals of 20, 17 and 18 d, respectively, after the first recorded nesting event and transmitter attachment, but were not recaptured. Monitoring of shrimping vessels within the identified inter-nesting habitat (n = 413 hauls) revealed that there is a significant overlap between fishing grounds and core turtle inter-nesting habitats (Fig. 2). The trawl fleet operates in areas up to 30 m depth, between 3 and 15 km from shore.

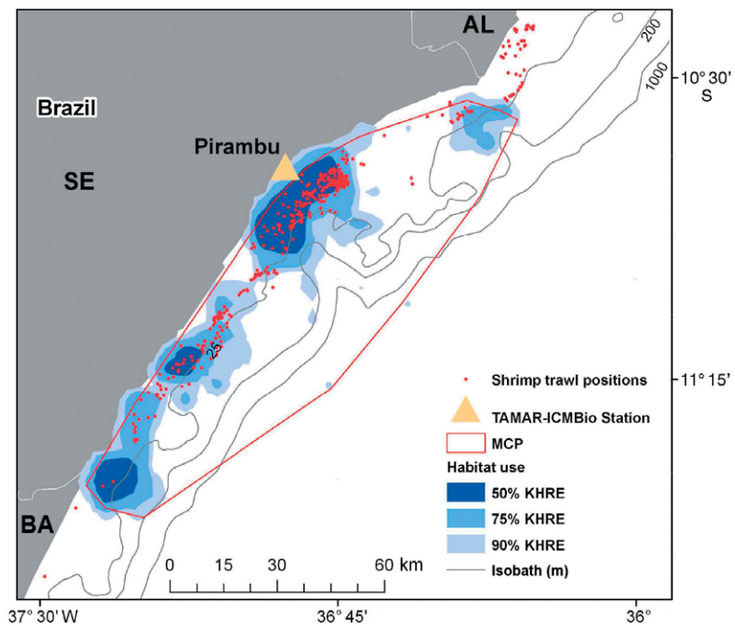


Fig. 2. *Lepidochelys olivacea*. Inter-nesting positions for olive ridley turtles (n = 6) nesting at Pirambu Beach (Sergipe, Brazil), with respect to locations of monitored shrimp trawls, isobaths, kernel home range estimates (KHREs; 90%, 75% and 50%) and the minimum convex polygon (MCP). Abbreviations for Brazilian states are as follows: AL, Alagoas; SE, Sergipe; and BA, Bahia

Post-nesting migration

The turtles left the inter-nesting habitat after all nesting activity was concluded, and moved to neritic areas mainly within the limits of the continental shelf, with only 2 turtles (E and G) migrating to oceanic areas. Eight turtles (A, B, C, D, F, I, J and H) migrated to neritic areas located in northern, northeastern and southeastern Brazil. Of the 2 turtles that traveled to oceanic areas, one (Turtle E) departed the neritic zone from coastal Alagoas (9.985° S, 35.681° W), whereas the other (Turtle G) departed from the Paraiba coast (7.459° S, 34.455° W; Fig. 3, Table 2).

The distance from the nesting beach to neritic foraging grounds averaged 1172.1 ± 916.7 km (range: 222 to 2300 km). The migration time to foraging areas ranged from 16 to 78 d, with a mean of 40 ± 25.7 d (Table 2). Migratory routes were largely restricted to the northeast coast of Brazil, which is characterized by a narrow continental shelf (Fig. 3). The mean seafloor depth during the turtle's migration was 78 ± 175.6 m.

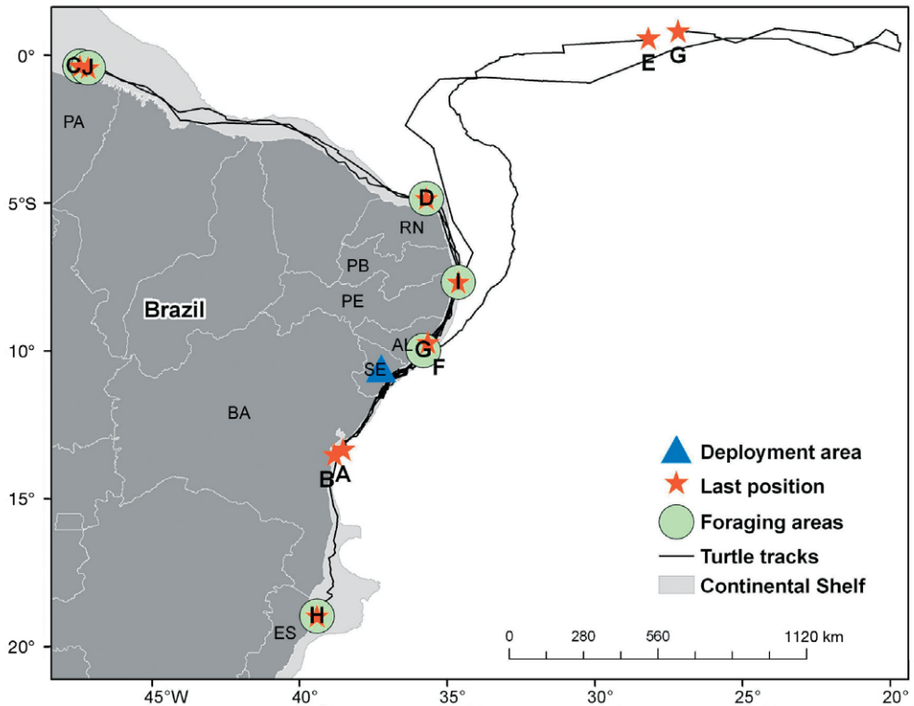


Fig. 3. *Lepidochelys olivacea*. Post-nesting movements of olive ridley turtles satellite-tracked from their nesting grounds in Sergipe (n = 10). Stars indicate last position of turtles before signal transmission ceased. Abbreviations for Brazilian states are as follows: PA, Pará; RN, Rio Grande do Norte; PB, Paraíba; PE, Pernambuco; AL, Alagoas; SE, Sergipe; BA, Bahia; ES, Espírito Santo

Table 2. *Lepidochelys olivacea*. Post-nesting migration and foraging ground residency data collected from satellite-tracked olive ridley turtles (n = 10). Abbreviations for Brazilian states are as follows: PA, Pará; RN, Rio Grande do Norte; PE, Pernambuco; AL, Alagoas; ES, Espírito Santo. (–): missing data or premature signal termination

	Post-nesting migration			Neritic foraging grounds						
Turtle	Departure from nesting area (dd/mm/yy)	Post-nesting migration (d)	Distance traveled (km)	Foraging ground location	Arrival at foraging ground (dd/mm/yy)	Distance from nesting grounds (km)	Residency (d)	50% kernel density estimates (km^2)	Distance (km) from coast mean ± SD (range)	Depth (m) mean ± SD (range)
A	08/02/06	14	407	–	–	–	–	–	–	–
B	03/02/06	30	425	–	–	–	–	–	–	–
C	29/04/06	78	2293	PA	16/07/06	2293	135	270.61	24.4 ± 3.1 (17–31)	18 ± 2.3 (13–21)
D	26/02/06	26	761	RN	24/03/06	761	106	164.84	31.3 ± 3.2 (22–37)	51.6 ± 41.4 (33–259)
E	06/02/06	69[a]	2402	–	–	–	–	–	–	–
F	18/04/06	16	264	–	–	–	–	–	–	–
G	11/02/06	21[b], 89[c]	4212	AL	04/03/06	222[a]	34	35.18	10.6 ± 2.3 (4–13)	15.3 ± 2.3 (9–18)
H	09/03/06	33	1051	ES	11/04/06	1051	91	273.61	41.0 ± 10.1 (29–72)	31.9 ± 6.1 (21–44)
I	21/03/06	16	406	PE	06/04/06	406	27	114.64	21.9 ± 4.0 (17–31)	42.2 ± 9.2 (33–72)
J	21/04/06	66	2300	PA	26/06/06	2300	47	184.15	23.4 ± 3.7 (18–29)	19.6 ± 1.2 (16–21)

[a]Post-nesting migration to oceanic waters
[b]Post-nesting migration to foraging sites
[c]Subsequent migration to oceanic waters from foraging site



Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil

Antônio de Pádua Almeida[1]; Armando José Barsante Santos[2]; João Carlos Alciatti Thomé[3]; Claudio Belini[3]; Cecilia Baptistotte[3]; Maria Ângela Marcovaldi[3]; Alexsandro Santana dos Santos[2] & Milagros Lopez[2]

Apresentação e Justificativa de Categorização

O estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Cheloniidae) foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001), com base nos dados disponíveis até 2009. Síntese do processo de avaliação pode ser encontrada em Peres *et al.*, neste número. A categoria proposta para o táxon é "Vulnerável (VU)" segundo o critério A2ab, ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre redução da população.

A espécie *Chelonia mydas* possui distribuição cosmopolita, desde os trópicos até as zonas temperadas, sendo a espécie de tartaruga marinha que apresenta hábitos mais costeiros, utilizando inclusive estuários de rios e lagos. As desovas ocorrem principalmente nas ilhas oceânicas, Ilha da Trindade (ES), Atol das Rocas (RN) e Fernando de Noronha (PE). Na costa brasileira, áreas de desova secundárias ocorrem no litoral norte do estado da Bahia. Esporadicamente ocorrem também ninhos nos estados do Espírito Santo, Sergipe e Rio Grande do Norte. Ocorrências não reprodutivas são registradas em toda a costa do Brasil e também nas ilhas.

Este táxon apresenta ciclo de vida longo, com maturação sexual entre 26 e 40 anos. É altamente migratório. As fêmeas migram das áreas de alimentação e descanso para as áreas de reprodução, em deslocamentos que podem chegar a mais de 1500 km. São onívoros nos primeiros anos de vida e depois adotam dieta exclusivamente herbívora.

Pelo fato das áreas prioritárias de reprodução estarem localizadas em ilhas oceânicas isoladas, *C. mydas* sofreu menor impacto de predação sobre ovos e fêmeas que outras espécies, e estas áreas de desova não estão sujeitas à ocupação desordenada da zona costeira. Esta espécie apresenta o maior número de indivíduos juvenis mortos encalhados ao longo da costa brasileira em decorrência do aumento da pesca costeira de emalhe.

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior ao levantamento realizado pelo TAMAR entre 1980-82, onde está registrada a interrupção do ciclo de vida desses animais em várias áreas visitadas, devido a um longo histórico de coleta de praticamente todos os ovos e abate de quase todas as fêmeas. Historicamente, a abundância destas populações era

Estado de Conservação

Vulnerável (VU) A2ab

Filo: Chordata

Classe: Reptilia

Ordem: Testudines

Família: Cheloniidae

Nome popular

Tartaruga-verde, aruanã, tartaruga-do-mar, depéia, jereba, suçuarana, tartaruga-pedrês (português), green turtle (inglês), tortuga verde (espanhol)

Afiliação

[1] Reserva Biológica de Comboios/ ICMBio, Rodovia ES 440, Km 47 – Regência – Linhares/ES

[2] Fundação Protamar – Rua Rubens Guelli, 134 – sl. 307 – Ed. Empresarial Itaigara – CEP 41815-135 – Salvador/BA

[3] Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas – TAMAR/ICMBio – Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho – CEP 41950-970 – Salvador/BA

alex@tamar.org.br

Submetido em: 24 / 02 / 2010

Versão reformulada enviada em: 10 / 01 / 2011

Aceito em: 27 / 01 / 2011

enorme. A falta de perspectiva adequada para quantificação ou o uso de uma linha imaginaria de dados iniciais de abundância para o estudo de tendência populacional podem levar a uma interpretação errônea destas análises. A síndrome da mudança de referencial (*shifting baseline syndrome*) é conhecida como o uso de dados de tamanho da população que correspondem ao inicio das atividades dos pesquisadores e não da sua real abundância no passado, o que pode levar a subestimativa da perda populacional (Bjorndal 1999).

Considera-se que o índice de abundância populacional mais adequado para as tartarugas marinhas seja o número de ninhos em cada temporada. A espécie vem mantendo um número estável de ninhos ao longo dos últimos anos. Adicionalmente, algumas características da estratégia de vida das tartarugas marinhas como a maturação tardia e ciclo de vida longo tornam a recuperação muito lenta. É possível que os números de desovas observados até o presente não se mantenham no futuro, devido à ação das atuais ameaças sobre o estoque de juvenis a serem recrutados para a população reprodutiva. Além disso, os estudos de tendência de população não cobrem um tempo geracional para este táxon (estimado em no mínimo 35,5 anos). Portanto, a manutenção do número de ninhos ou do tamanho populacional observado só poderá ser considerada consistente quando a série histórica de dados for mais longa, incluindo várias décadas.

Mantém-se a categoria VU, pois a população brasileira está isolada, não havendo a possibilidade de migração de adultos de outras regiões para o Brasil: as tartarugas marinhas são conhecidas por sua alta filopatria (*homing*) – capacidade das fêmeas de voltarem para se reproduzir na praia onde nasceram, tornando praticamente impossível a recolonização das praias por fêmeas oriundas de outras populações. O táxon apresenta alta mortalidade de juvenis por captura incidental em pescarias costeiras ao longo de toda a costa brasileira.

Distribuição Geográfica

A espécie *Chelonia mydas* possui distribuição cosmopolita, desde os trópicos até as zonas temperadas, sendo a espécie de tartaruga marinha que apresenta hábitos mais costeiros, utilizando inclusive estuários de rios e lagos (Hirth 1997).

No Brasil, as áreas prioritárias de desova estão localizadas em ilhas oceânicas: Ilha da Trindade (Estado do Espírito Santo, Moreira *et al.* 1995), Atol das Rocas (Estado do Rio Grande do Norte, Bellini *et al.* 1996, Grossman *et al.* 2003) e Fernando de Noronha (Estado de Pernambuco, Bellini & Sanches 1996). Na costa brasileira, áreas de desova secundárias ocorrem no litoral norte do estado da Bahia. Esporadicamente, ocorrem ninhos nos estados do Espírito Santo, Sergipe e Rio Grande do Norte (Figura 1).

Apesar das áreas reprodutivas com informação disponível se limitarem aos estados descritos acima, as ocorrências não reprodutivas, sobretudo de indivíduos em estágio juvenil, se distribuem ao longo de toda a costa, inclusive com recaptura de indivíduos juvenis marcados em águas brasileiras e recapturados em outros países (D`Amato 1991, Marcovaldi & Marcovaldi 1999, Marcovaldi *et al.* 2000, Mascarenhas *et al.* 2005, Gallo *et al.* 2006, Barros *et al.* 2007, Meurer *et al.* 2007, Sales *et al.* 2007, Proietti *et al.* 2009, Torezani no prelo) e também das ilhas oceânicas.

A conexão entre as tartarugas-verdes no Brasil e da Ilha de Ascencion, Reino Unido (uma das maiores agregações reprodutivas no Oceano Atlântico, Mortimer & Carr 1987) é amplamente descrita na literatura, através de marcação e recaptura (Mortimer & Carr 1987), telemetria (Hays *et al.* 2001) e genética de populações (Naro-Maciel *et. al.* 2007).

População

Para as tartarugas marinhas, o número de ninhos é adotado como índice de abundância populacional (Meylan 1995).

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior à implantação do Projeto TAMAR/ICMBio nas áreas principais de desova, em 1982. O levantamento inicial realizado através de entrevistas com os pescadores ao longo do litoral entre os anos de 1980 e 1982, constatou um histórico muito longo de exploração/uso direto. O depoimento mais freqüente descrevia um número de tartarugas muito maior, coleta de praticamente todos os ovos e matança de quase todas as fêmeas (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Relatos em algumas comunidades litorâneas nos primeiros anos de atuação do Projeto TAMAR-ICMBio indicavam que muitos moradores jamais tinham visto um filhote de tartaruga marinha (Marcovaldi & Albuquerque 1983).

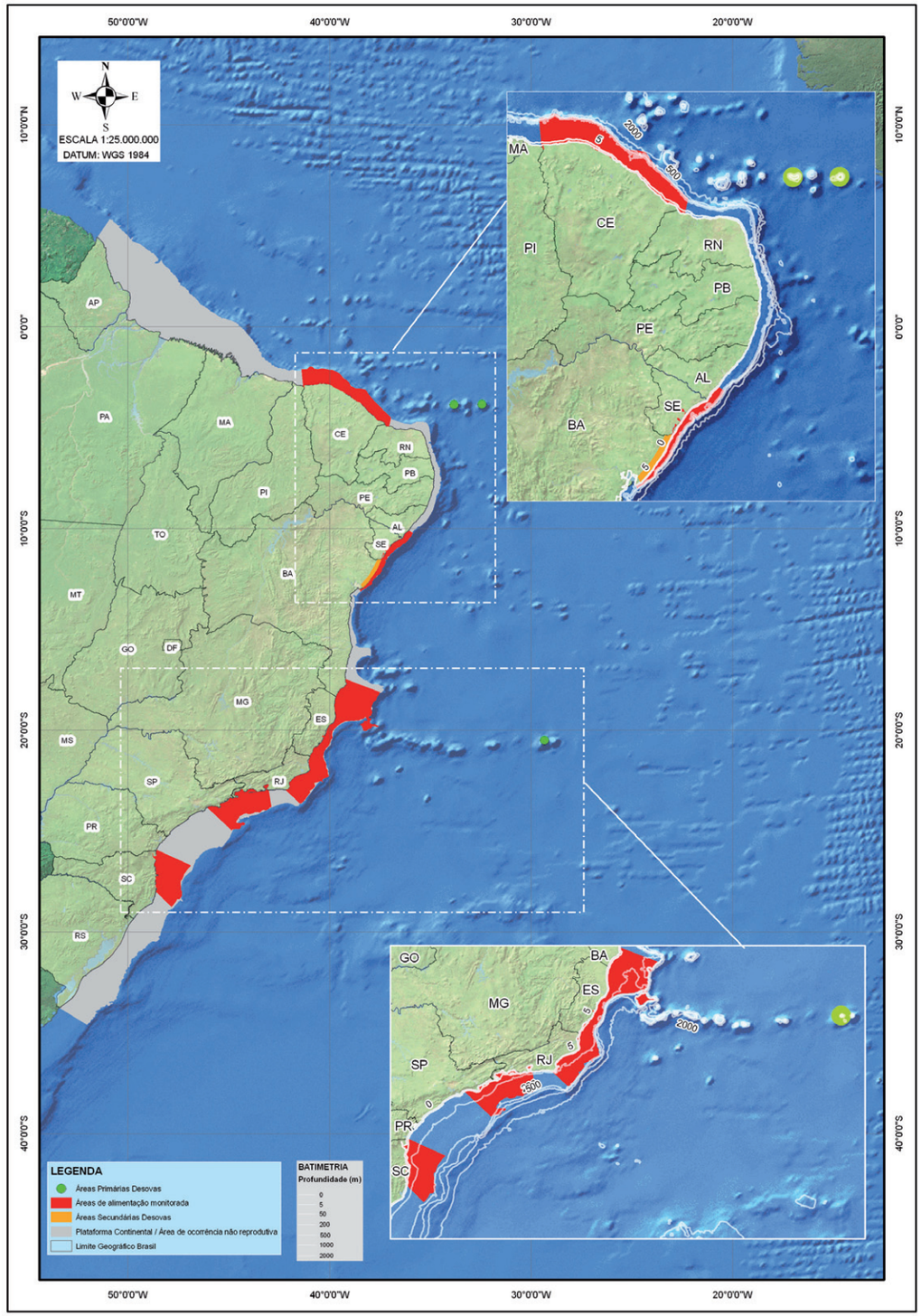


Figura 1 – Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

Na temporada reprodutiva 2008/2009 foram registradas 2.961 desovas na Ilha de Trindade e 55 desovas em Fernando de Noronha. Em Atol das Rocas não houve atividades de monitoramento naquela temporada, mas na temporada 2007/2008 foram registradas 474 desovas (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

As tartarugas-verdes agregam-se nas áreas de reprodução e se espalham pelas áreas de alimentação, podendo haver em uma mesma área indivíduos de estoques genéticos diferentes. Estudos genéticos realizados em dois pontos da costa brasileira (Almofala, CE e Ubatuba, SP) indicam a presença de haplótipos do Atol das Rocas, Ilha da Trindade, Ilha de Ascencion, África, México, Costa Rica e Suriname (Naro-Maciel *et al.* 2007). Para as áreas de desova, os estudos indicam estrutura populacional significativamente distinta entre a ilha de Trindade e Fernando de Noronha/Atol das Rocas (Bjorndal *et al.* 2006).

Entre as ocorrências não reprodutivas registradas pelo Projeto TAMAR/ICMBio no Brasil, a grande predominância é da espécie *C. mydas* (Marcovaldi *et al.* 2009).

O Grupo de Especialistas de Tartarugas Marinhas (MTSG) da UICN, com base em resultados de genética molecular, áreas de reprodução, resultados de marcação e recaptura, satélite telemetria, bem como aspectos da historia natural e biogeografia, definiu Unidades de Manejo Regional para *C. mydas*. Unidades de Manejo Regionais referem-se às áreas ocupadas por populações funcionalmente independentes, possuidoras de processos demográficos distintos (Wallace 2010). O Brasil (incluindo praias, plataforma costeira e Zona Econômica Exclusiva) pertence à unidade de manejo do Atlântico Sudoeste.

Outras Informações Ecológicas

As tartarugas marinhas, em geral, apresentam maturação tardia e ciclo de vida longo, e podem levar mais de uma década para atingir a maturidade sexual, podendo demorar de 40 a 60 anos para voltarem à mesma praia de nascimento para reproduzir pela primeira vez (Balaz 1982, Bjorndal & Zug 1995). O período de três gerações ultrapassa os 100 anos (Seminoff 2004).

Nos primeiros anos de vida, *C. mydas* apresenta uma dieta onívora, com tendência carnívora (Bjorndal 1997). Após a fase pelágica, com carapaça entre 30 e 40 cm de comprimento (Balazs 1995), torna-se herbívora, com uma dieta principalmente de macroalgas e fanerógamas (Mortimer 1992). Como é de ampla distribuição, as preferências alimentares podem variar de acordo com disponibilidade em cada área (herbivoria).

Habita áreas neríticas, associadas a bancos de fanerógamas submersas e algas durante a fase imatura pós-fase pelágica e também na fase adulta (Bugoni *et al.* 2003). Ao atingirem a maturidade sexual, realizam migrações buscando as áreas de reprodução. Os adultos se agregam nas áreas reprodutivas e espalham-se durante os períodos não reprodutivos, podendo haver em uma mesma área de alimentação indivíduos de estoques genéticos mistos (Naro-Maciel *et al.* 2007, Proietti *et al.* 2009).

A atividade reprodutiva das tartarugas verdes no Brasil é semelhante entre as colônias que nidificam no Atol Rocas, Fernando de Noronha e na Ilha de Trindade, iniciando em dezembro e prolongando-se até maio ou início de junho (Grossman 2001, Bellini & Sanches 1996, Bellini *et al.* 1996, Moreira *et al.* 1995). As fêmeas que desovam no Atol das Rocas e Trindade apresentam comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) médio de 115,6 cm. Em cada desova depositam uma média de 122 a 125 ovos e o intervalo de remigração mais freqüente observado para estas populações é de 3 anos (Grossman 2001, Moreira 2003).

A determinação sexual nas tartarugas marinhas depende da temperatura em que os ovos são incubados – temperaturas mais altas produzem fêmeas e mais baixas, machos (Marcovaldi *et al.* 1997). Para essa espécie a temperatura pivotal (na qual são produzidos 50 % de filhotes machos e 50% de filhotes fêmeas) no Brasil não é conhecida.

Ameaças

O aumento da atividade pesqueira nos últimos anos é considerado a principal ameaça para a população de *C. mydas*, atingindo diretamente a população de juvenis (Sales *et al.* 2008), principalmente as atividades de pesca costeira (em especial as redes de emalhe em fundos irregulares), com poucos registros de ocorrência em pescarias oceânicas (espinhel de superficie) (Monteiro *et al.* 2005, Silva 2006, Gallo *et al.* 2006, Sales *et al.* 2008, Marcovaldi *et al.* 2009). Há indícios de consumo e comércio da carne no litoral do Ceará (Eduardo Lima, com. pessoal).

O impacto humano sobre os habitats das tartarugas marinhas é reconhecido há décadas (Lutcavage *et al.* 1997), com os esforços para mitigação concentrados no ambiente terrestre. Apesar de progressos feitos na proteção e recuperação de ecossistemas marinhos em algumas áreas, impactos antropogênicos diretos ou indiretos continuam a ocorrer (Hamann *et al.* 2010).

Os principais fatores ligados ao desenvolvimento costeiro desordenado e que causam um impacto negativo nas populações de tartarugas marinhas são: movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros); fotopoluição; tráfego de veículos; presença humana nas praias; portos, ancoradouros e molhes; ocupação da orla (hotéis e condomínios); e a exploração (produção e distribuição) de óleo e gás.

Segundo Poloczanska *et al.* (2009), as tartarugas marinhas são geralmente vistas como vulneráveis às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões. O aumento da temperatura na ordem de 2° C pode causar a feminização de toda uma população. Além disto, por se tratarem de espécies de natureza altamente migratórias, mudanças de disponibilidade de recursos alimentares, de circulação de correntes marinhas e ventos podem comprometer seu ciclo de vida longo e complexo.

Existem diferentes formas de poluição que constituem uma ameaça para os habitats marinhos e terrestres das tartarugas marinhas, que incluem som, temperatura, luz, plásticos, produtos químicos, efluentes e outros. De um modo geral, a poluição de qualquer tipo, ocorrendo acima de um certo limiar, pode produzir uma área inabitável. Em níveis abaixos desse limiar, pode significativamente degradar a qualidade do habitat, a capacidade de carga e outros aspectos da função do ecossistema (Hamann *et al.* 2010).

A fibropapilomatose é uma doença de origem infecciosa, debilitante, que pode levar à morte, e se caracteriza por múltiplas massas de tumores cutâneos variando de 0,1 cm a mais de 30 cm de diâmetro (TAMAR 2005). No Brasil, foram registrados tumores em 15,41% dos 8359 indivíduos de *C. mydas* examinados pelo Projeto TAMAR entre os anos de 2000 e 2005 (Baptistotte *et al.* 2005, Baptistotte 2007).

Ações de Conservação

As principais áreas de desova de *C. mydas* estão protegidas por Unidades de Conservação Federais (Reserva Biológica do Atol das Rocas e Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha) e uma Municipal (Trindade/ ES, que também é área militar da Marinha).

Este táxon é protegido por leis nacionais que proíbem o uso de qualquer parte do animal ou produto derivado do mesmo e protegem seu habitat. O Brasil é signatário da Convenção sobre Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Flora e Fauna Silvestres de Extinção – CITES e signatário da IAC (Convenção Interamericana para a Proteção e Conservação das Tartarugas Marinhas).

Para a conservação da espécie, considera-se fundamental:

- Dar continuidade às atividades de educação ambiental, sensibilização pública e desenvolvimento local, incluindo geração de emprego e renda, junto às comunidades costeiras onde a espécie ocorre;
- Manter o monitoramento das áreas de desova, garantindo a proteção dos ninhos in situ, filhotes e fêmeas;
- Manter e incrementar as atividades de pesquisa a longo prazo para avaliar as tendências das populações (crescimento, estabilidade, diminuição);
- Identificar as áreas de alimentação e implementar ações de conservação, manejo e pesquisa de longa duração;
- Desenvolver e implementar tecnologia para minimizar impactos antropogênicos;
- Dar continuidade ao "Programa Interação Tartarugas e Pesca" para redução das capturas incidentais, com ênfase em:
  - Estimular a gestão participativa nas comunidades pesqueiras para busca de soluções alternativas e de ordenamento;
  - Realizar levantamento sobre a interação com as pescarias costeiras;
- Manter e incrementar a marcação de adultos e juvenis, para determinação das áreas de uso e deslocamento e biologia reprodutiva;
- Dar continuidade aos estudos genéticos para determinação das populações (áreas de alimentação e desova);
- Fomentar a criação, implantação e gestão de Unidades de Conservação litorâneas e marinhas;
- Desenvolver e implementar medidas mitigadoras e compensatórias, nas três esferas de licenciamento, para os empreendimentos desenvolvidos na área de ocorrência do táxon.

Referências Bibliográficas

Balazs, G.H. 1995. Status of sea turtles in the Central Pacific Ocean, p 243-252. In: Bjorndal, K.A. (Ed.) **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Balazs, G.H. 1995. Growth rates of immature Green turtle in the Hawaiian Archipelago, p 489-511. In: Bjorndal, K.A. (Ed.) **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Baptistotte, C. 2007. **Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira.** *Tese* (Doutorado em Ecologia Aplicada). Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo. 99f.

Baptistotte, C.; Scalfoni, T.J.; Gallo, B.M.G.; Santos, A.S.; Castilhos, J.C.; Lima, E.H.S.M.; Bellini, C. & Barata, P.C.R. 2005. Prevalence of sea turtles fibropapillomatosis in Brazil, p. 101. *In*: **Proceedings of the 21st Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA.

Barros, J.A.; Copertino, M.S.; Monteiro, D.S. & Estima, S.C. 2007. Análise da dieta de juvenis de tartaruga verde (*Chelonia mydas*) no extremo sul do Brasil. *In*: **Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil**. SEB.

Bellini, C.; Marcovaldi, M.A.; Sanches, T. M.; Grossman, A. & Sales, G. 1996. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest *Chelonia rookery* in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 72: 1-2.

Bellini, C. & Sanches, T.M. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 74: 12-13.

Bjorndal, K.A. Bolten, A.B.; Moreira, L.; Bellini, C. & Marcovaldi, M.A. 2006. Population structure and diversity of brazilian Green Turtle rookeries based on mitochondrial DNA Sequences. **Chelonian Conservation and Biology**, 5(2): 262-268.

Bjorndal, K.A. & Zug, G.R. 1995. Growth and age of Sea Turtles. *In*: Bjorndal, K.A. (Ed.) In: Bjorndal, K.A. (Ed.) **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Bjorndal, K.A. 2003. Foraging ecology and nutrition of Sea Turtles. *In*: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Bugoni, L. 2003. Diet of sea turtles in southern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, 4: 685-688.

D'Amato, A.F. 1991. Ocorrência de tartarugas marinhas (Testudines: Cheloniidae, Dermochelyidae) no Estado do Paraná (Brasil). **Acta Biologica Leopoldinense**, 13: 105-110.

Gallo, B. M. G.; Macedo, S.; Giffoni, B. B.; Becker, J. H. & Barata, P. C. R. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in Coastal Fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**, 5(1): 93-101.

Grossman, A. 2001. **Biologia Reprodutiva de *Chelonia mydas* (Reptilia), na Reserva Biológica do Atol das Rocas**. Dissertação (Mestrado em Zoologia de Vertebrados). Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, UFRGS. 43f.

Grossman, A.; Bellini, C. & Marcovaldi, M. A. 2003. Reproductive biology of the green turtle at the Biological Reserve of Atol das Rocas off northeast Brazil. 2002. *In*: **Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA.

Hamann, M.; Godfrey, M. H.; Seminoff, J. A.; Arthur, K.; Barata, P.C. R.; Bjorndal, K. A.; Bolten, A. B.; Broderick, A. C.; Campbell, L. M.; Carreras, C.; Casale, P.; Chaloupka, M.; Chan, S. K. F.; Coyne, M. S.; Crowder, L. B.; Diez, C. E.; Dutton, P. H.; Epperly, S. P.; Fitzsimmons, N. N.; Formia, A.; Girondot, M.; Hays, G. C.; Ijiunn, C.; Kaska, Y.; Lewison, R.; Mortimer, J. A.; Nichols, W. J.; Reina, R. D.; Shanker, K.; Spotila, J. R.; Tomás, J.; Wallace, B. P.; Work, T. M.; Zbinden, J. & Godley, B. J. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research, 11: 245-269**.

Hays, G.C.; Dray, M.; Quaife, T.; Smyth, T.J.; Mironet, N.C.; Luschi, P.; Papi, F.; Barnsley, M.J. 2001. Movements of migrating green turtles in relation to AVHRR derived sea surface temperature. **International Journal of Remote Sensing**, 22, (8): 1403–141.

Hirth, H.F. 1997. **Synopsis of the biological data on Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758)**. U.S. Fish and Wildlife Service.

IUCN. 2001. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1**. IUCN Species Survival Commission, IUCN. 30p.

Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. & Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival, p. 387-409. *In*: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Marcovaldi, G. G. dei & Albuquerque, J. C. B. 1983. **Trabalhos de proteção a desova, avaliação quali-quantitativa e marcação nas praias de Pirambu (SE), Forte (BA), Comboios (ES) e Ilha da Trindade – Relatorio Parcial de 17/01/83 a 19/01/83** – Projeto Tartaruga Marinha-IBDF. Relatório Técnico.

Marcovaldi, M. A.; Godfrey, M. H. & Mrosovsky, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. **Canadian Journal Zoology**, 75: 755-770.

Marcovaldi, M. A. & Marcovaldi, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. **Biological Conservation**, 91: 35-41.

Marcovaldi, M. A.; Silva, A.C.C.D.; Gallo, B.M.G.; Baptistote, C.; Lima, E.P.; Bellini, C.; Lima, E.H.S.M.; Castilhos, J.C.; Thomé, J.C.A.; Moreira, L.M.P. & Sanches, T.M. 1996. Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brasil, p. 164-166. *In*: **Proceedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 291p.

Marcovaldi, M. A.; Giffoni, B. B.; Becker, H. & Fiedler, F. N. 2009b. Sea Turtle Interactions in Coastal Net Fisheries in Brazil, p. 28. *In*: **Proceedings of the Technical Workshop on Mitigating Sea Turtle Bycatch in Coastal Net Fisheries**. Regional Fishery Management Council, IUCN.

Mascarenhas, R.; Santos, R. & Zeppelini, D. 2005. Stranded sea turtles on the coast of Paraíba – Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 107: 13-14.

Meurer, B. C.; Pereira, G. F.; Oliveira, I. F.; Fajardo, D. H. C.; Barracosa, T. A.; Cagnin, A. P. S. & Petitet, R. 2007. Distribuição espacial das tartarugas marinhas em áreas rasas da Ilha Grande, Angra dos Reis, Rio de Janeiro. *In*: **Anais do XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar**. Associação Brasileira de Oceanografia.

Meylan, A.B. 1995. Estimating population size in sea turtles, p. 135-138. *In*: Bjorndal, K.A. (Ed.). **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Monteiro, D.S.; Estima, S.C.; Junqueira, S.P.; Bugoni, L. & Gandra, T.B.R. 2005. Ocorrência de *Chelonia mydas* e interação com a pesca artesanal no interior do estuário da Lagoa dos Patos – RS, p. 68-71. *In*: **Livro de Resumos da II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental**. NEMA/FURG.

Moreira, L.M.P. 2003. **Ecologia reprodutiva e estimativa de ninhos da tartaruga verde-aruanã – *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Testudines, Reptilia) na ilha da Trindade – Espírito Santo – Brasil. 2003**. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Universidade Federal do Espírito Santo, 63f.

Moreira, L.M.P.; Baptistotte, C.; Scalfoni, J.; Thomé, J.C. & Almeida, A.P.L.S. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the island of Trindade, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 70: 2.

Mortimer, J.A. 1981. Feeding ecology of sea turtles, p. 103-109. *In*: Bjorndal, K.A. (Ed.) **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Mortimer, J.A.; Carr, A. 1987. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtles (*Chelonia mydas*). **Copeia**:103–113.

Naro-Maciel, E.; Becker, J. H.; Lima, H. S. M.; Marcovaldi, M.A. & Desalle, R. 2007. Testing Dispersal Hypotheses in Foraging Green Sea Turtles (Chelonia mydas) of Brazil. **Journal of Heredity**, 98(1): 29-39.

Peres, M.B.; Dias, B.F.S. & Vercillo, U.E. 2011. Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a lista de espécies ameaçadas: O que significa? Qual sua importância? Como fazer? **Biodiversidade Brasileira**, 1: 45-48.

Poloczanska, E.S.; Limpus, C.J. & Hays, G.C. 2009. Vulnerability of marine turtles to climate change. **Advances in Marine Biology**, 56: 151-211.

Proietti, M. C.; Lara-Ruiz, P.; Reisser, J. W.; Pinto, L. S.; Dellagostin, O. A.; Marins, L. F. 2009. Green turtles (*Chelonia mydas*) foraging at Arvoredo Island in Southern Brazil: Genetic characterization and mixed stock analysis through mtDNA control region haplotypes. **Genetics and Molecular Biology**, 32(3): 613-618.

Sales, G.; Giffoni, B.B.; Barata, P.C.R. 2008. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88 (4): 853-864.

Sales, G.; Lopez, G.G.; Santos, A.S.; Vianna, P.; Serafini, T.Z. 2007. Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca artesanal registrada pelo Projeto TAMAR-IBAMA no litoral norte da Bahia, Brasil. *In*: **Anais do XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar**. Associação Brasileira de Oceanografia.

Seminoff, J.A., 2004. MSTG global assessment of green turtles (*Chelonia mydas*) for the IUCN Red List. IUCN Species Survival Commission, April 2004. http://www.iucn-mtsg.org/red_list/cm/MTSG_Chelonia_mydas_Assessment_April-2004.pdf.

Silva, L. M. 2006. **Captura incidental de tartarugas marinhas no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente – RS – Brasil.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ecologia). Universidade Católica de Pelotas.

TAMAR, 2009. **Banco de Dados TAMAR/SITAMAR**. Contato: Alexsandro Santos (alex@tamar.org.br).

Torezani, E.; Baptistotte, C.; Mendes, S.L. & Barata, P.C.R. Juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espírito Santo, Brazil, 2000–2006. 2001. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 90: 233-246.

Wallace, B.P.; Dimatteo, A.D.; Hurley, B.J.; Finkbeiner, E.M.; Bolten, A.B.; Chaloupka, M.Y.; Hutchinson, B.J.; Abreu-Grobois, F.A.; Amorocho, D.; Bjorndal, K.A.; Bourjea, J.; Bowen, B.W.; Dueñas, R.B.; Casale, P.; Choydhury, B.C.; Costa, A.; Dutton, P.H.; Fallabrino, A.; Girard, A.; Girondont, M.; Godfrey, M.H.; Hamann, M.; López-Mendilaharsu, M.; Marcovaldi, M.A.; Mortimer, J.A.; Musick, J.A.; Nel, R.; Pilcher, N.J.; Seminoff, J.A.; Troëng, S.; Witherington, B. & Mast, R.B. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. **PLoS ONE**, 5(12): 1-11.

Ficha Técnica

Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil.

Antônio de Pádua Almeida; Armando José Barsante Santos; João Carlos Alciatti Thomé; Claudio Belini; Cecilia Baptistotte; Maria Ângela Marcovaldi; Alexsandro Santana dos Santos & Milagros Lopez

Biodiversidade Brasileira, 2011, 1(1): 18-25.

Número temático: **Avaliação do Estado de Conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil**

Participantes da oficina de avaliação dos dados:

- Alexsandro Santana dos Santos – Fundação Protamar
- Amely Branquinho Martins – CPB/ICMBio
- Antônio de Pádua Almeida – TAMAR/ICMBio
- Armando Barsante – Fundação Protamar
- Danielle Monteiro – NEMA
- Gustavo D. Stahelin – Fundação Protamar
- Jaqueline Comin de Castilhos – Fundação Protamar
- Luciano Soares – Fundação Protamar
- Maria Ângela Marcovaldi – TAMAR/ICMBio
- Monica Brick Peres – COABIO/ICMBio
- Paulo Barata – Pesquisador – FIOCRUZ
- Yeda Bataus – RAN/ICMBio

Local e data da oficina: Praia do Forte, BA, em 22 de setembro de 2009.

Fotos: TAMAR/ICMBio – Mapa: Rodrigo Ranulpho – Diagramação: Denys Márcio de Sousa



Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil

Antônio de Pádua Almeida [1]; João Carlos Alciati Thomé[2]; Cecilia Baptistotte[2]; Maria Angela Marcovaldi[2]; Alexsandro Santana dos Santos[3]; Milagros Lopez[3]

Apresentação e Justificativa de Categorização

O estado de conservação da tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli 1761) (Dermochelyidae) foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001), com base nos dados disponíveis até 2009. Síntese do processo de avaliação pode ser encontrada em Peres *et al.*, neste número. A categoria proposta para o táxon é "Criticamente em Perigo (CR)" segundo o critério A2ab, ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre redução da população.

A espécie *Dermochelys coriacea* é cosmopolita, ocorrendo nos oceanos tropicais e temperados de todo o mundo, chegando próximo de águas sub-árticas. Vive usualmente na zona oceânica durante a maior parte da vida. A única área regular de desova conhecida no Brasil situa-se no litoral norte do Espírito Santo.

A espécie apresenta ciclo de vida longo com maturação sexual entre 24,5 e 29 anos, valor estimado para a população que desova no Atlântico norte. É uma espécie altamente migratória. As fêmeas migram das áreas de alimentação e descanso para as áreas de reprodução, em deslocamentos que podem chegar até mais de 4.000 km. São carnívoros, alimentando-se de zooplâncton gelatinoso, como celenterados, pyrossomos e salpas durante todo o ciclo de vida.

A principal ameaça para *D. coriacea* no passado foi a coleta de ovos e o abate de fêmeas, o que não acontece mais nas áreas principais de reprodução. Desde a implantação do Projeto TAMAR/ICMBio em 1982, quando as desovas em numerosas praias passaram a estar protegidas, o desenvolvimento e a ocupação desordenada da zona costeira e a pesca artesanal e industrial aumentaram vertiginosamente – principalmente nos últimos 10-15 anos. As tartarugas-marinhas são capturadas incidentalmente em praticamente todas as pescarias no Brasil, com destaque para a alta mortalidade em rede de emalhe de deriva.

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior ao levantamento realizado pelo TAMAR entre 1980-82, onde está registrada a interrupção do ciclo de vida desses animais em várias áreas visitadas, devido a um longo histórico de coleta de praticamente todos os ovos e abate de quase todas as fêmeas. Historicamente, a abundância destas populações era

Estado de Conservação

Criticamente ameaçada (CR) A2ab

Filo: Chordata

Classe: Reptilia

Ordem: Testudines

Família: Dermochelyidae

Nome popular

Tartaruga-gigante, tartaruga-de-couro, careba-mole, careba-gigante, tartaruga-de-leste, tartaruga-preta, tartaruga-de-cerro, tartaruga-de-quilha (português); tortuga baula, tortuga laúd, tortuga siete quillas (espanhol); tortue luth (francês); leatherback (inglês)

Afiliação

[1] *Reserva Biológica de Comboios/ ICMBio, Rodovia ES 440, Km 47 – Regência – Linhares/ES*

[2] *Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas – TAMAR/ICMBio – Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho – CEP 41950-970 – Salvador/BA*

[3] *Fundação Protamar – Rua Rubens Guelli, 134 – sl. 307 – Ed. Empresarial Itaigara – CEP 41815-135 – Salvador/BA*

alex@tamar.org.br

Submetido em: 24 / 02 / 2010
Versão reformulada enviada em: 10 / 01 / 2011
Aceito em: 27 / 01 / 2011

enorme. A falta de perspectiva adequada para quantificação ou o uso de uma linha imaginaria de dados iniciais de abundância para o estudo de tendência populacional podem levar a uma interpretação errônea dos dados. Síndrome da mudança de referencial (*"shifting baseline syndrome"*) é como se conhece o uso de dados de tamanho da população que correspondem ao início das atividades dos pesquisadores e não da sua real abundância no passado (Bjorndal 1999).

Características da estratégia de vida das tartarugas marinhas, como a maturação tardia e ciclo de vida longo, tornam a recuperação populacional muito lenta. É possível que os números de desovas observados até o presente não se mantenham no futuro, devido à ação das atuais ameaças sobre o estoque de juvenis a serem recrutados para a população reprodutiva. Além disso, os estudos de tendência de população não cobrem ainda um tempo geracional para este táxon.

As informações coletadas no levantamento inicial do TAMAR sugerem que o potencial de áreas de desova e de abundância nas áreas remanescentes seja maior do que a encontrada, sugerindo desaparecimento de desovas em várias destas áreas e, nas remanescentes, o declínio acentuado das populações. O TAMAR iniciou suas atividades apenas nas áreas remanescentes com concentração ainda significativa de desova.

Mantém-se a categoria CR, pois a população brasileira está isolada. Não há possibilidade de migração de adultos de outras regiões para o Brasil: as tartarugas marinhas são conhecidas por sua alta filopatria (*homing*) – capacidade das fêmeas de voltarem para se reproduzir na praia onde nasceram, tornando praticamente impossível a recolonização das praias por fêmeas oriundas de outras populações. Também possui um número muito baixo de fêmeas (estimada entre 1 e 19) desovando a cada temporada reprodutiva e área de ocorrência reprodutiva prioritária atual restrita somente ao norte do Espírito Santo.

Distribuição Geográfica

A área conhecida com desovas regulares de *D. coriacea* situa-se no litoral norte do Espírito Santo, com relatos de desovas ocasionais no Rio Grande do Norte, Bahia, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (Soto *et al.* 1997, Barata & Fabiano 2002). Há registros de ocorrências reprodutivas no Piauí (Loebmann *et al.* 2008).

Existem registros de ocorrências de encalhes nos Estados do Maranhão (Santana *et al.* 2007), Pará (Cunha 1975, Figueiredo *et al.* 2008); Ceará (Lima & Evangelista 1997, Barata *et al.* 2004), Rio Grande do Norte (Sanches *et al.* 1999), Bahia (Barata *et al.* 2004), Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná (D'Amato 1991) e Rio Grande do Sul (Pinedo *et al.* 1998).

Fêmeas de *D. coriacea* marcadas no Gabão foram recapturadas ou encontradas mortas no Brasil e na Argentina, confirmando a primeira evidência de migração transatlântica de tartarugas que desovam no Atlântico leste para o Atlântico oeste (Billes *et al.* 2006).

Registros de captura incidental na pesca oceânica estão disponíveis para as costas Nordeste Sudeste e Sul, entre as latitudes 10°N e 35°N (Pinedo & Polacheck 2004, Giffoni *et al.* 2008, Sales *et al.* 2008). Ver Figura 1.

População

Para as tartarugas marinhas o número de ninhos é adotado como índice de abundância populacional (Meylan 1995). Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior à implantação do Projeto TAMAR/ICMBio nas áreas principais de desova em 1982. O levantamento inicial realizado através de entrevistas com os pescadores ao longo do litoral entre os anos de 1980 e 1982 constatou um histórico muito longo de exploração/uso direto. O depoimento mais freqüente descrevia um número de tartarugas muito maior, coleta de praticamente todos os ovos e matança de quase todas as fêmeas (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Relatos em algumas comunidades litorâneas nos primeiros anos de atuação do Projeto TAMAR-ICMBio indicavam que muitos moradores jamais tinham visto um filhote de tartaruga marinha (Marcovaldi & Albuquerque 1983).

A população que desova no litoral norte do Espírito Santo é extremamente reduzida (6 a 92 ninhos por ano entre 1988-1989 e 2003-2004; 1 a 19 fêmeas por ano, considerando uma média de 5 ninhos por fêmea; Thomé *et al.* 2007, Banco de dados do Projeto TAMAR/SITAMAR).

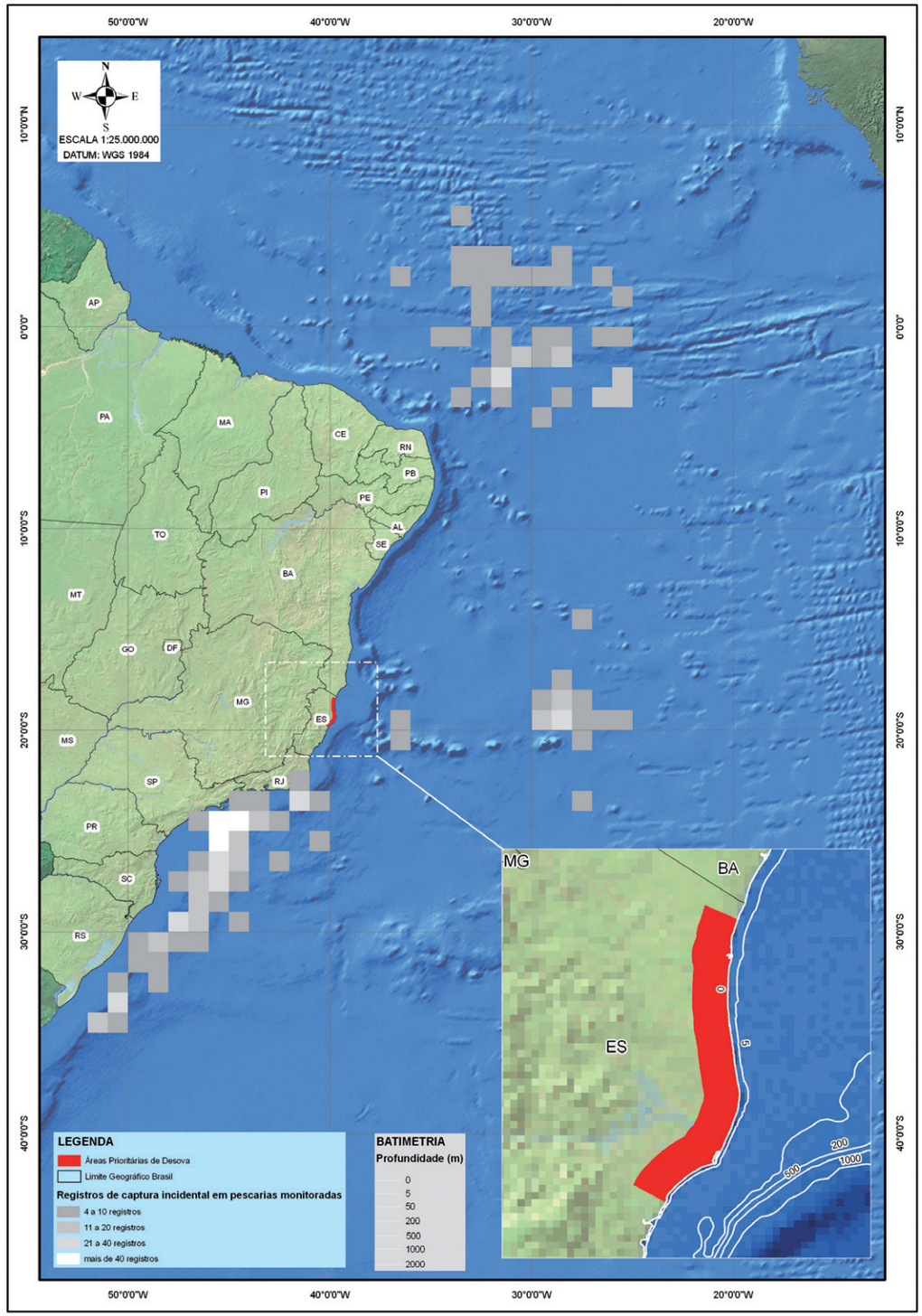


Figura 1 – Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil. Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

A população do Espírito Santo representa uma unidade genética distinta das demais populações conhecidas do Atlântico (Turtle Expert Working Group 2007; Vargas *et al.* 2008).

O Grupo de Especialistas de Tartarugas Marinhas (MTSG) da UICN, baseado em resultados de genética molecular, áreas de reprodução, resultados de marcação e recaptura, satélite telemetria, bem como aspectos da historia natural e biogeografia, definiu Unidades de Manejo Regional para *D. coriacea.* Unidades de Manejo Regionais referem-se às áreas ocupadas por populações funcionalmente independentes, com processos processos demográficos distintos (Wallace, 2010). O Brasil (incluindo praias, plataforma costeira e Zona Econômica Exclusiva) pertence à unidade de manejo do Atlântico Sul (Sudoeste e Sudeste).

Outras Informações Ecológicas

As tartarugas marinhas apresentam maturação tardia e ciclo de vida longo. Para a espécie *Dermochelys coriacea*, estimativas utilizando diferentes métodos apontam um período de maturação entre 24,5 e 29 anos (Avens *et al.* 2009). O sexo dos filhotes é influenciado pela temperatura de incubação dos ninhos (Rimblot *et al.* 1995).

A ecologia reprodutiva da espécie varia nas diferentes bacias oceânicas (Wallace *et al.* 2006), com variações no intervalo de remigração, tamanho dos indivíduos e fertilidade. As populações do Atlântico apresentam indivíduos maiores, que depositam mais ovos a intervalos inter-sazonais menores do que nas outras regiões (Van Buskirk & Crowder 1994, Boulon *et al.* 1996, Reina *et al.* 2002, Dutton *et al.* 2005).

As fêmeas de *D. coriacea* que se reproduzem no Espírito Santo possuem comprimento curvilíneo da carapaça entre 139 e 182 cm, com média de 159,8 cm, e depositam em média 87,7 ovos viáveis, além de 22,1 ovos menores, não-viáveis, por desova (Thomé *et al.* 2007). Desovas deste táxon concentram-se entre os meses de outubro e fevereiro (Thomé *et al.* 2007) e em uma mesma temporada reprodutiva as fêmeas podem realizar até 11 desovas (Boulon *et al.* 1996). O intervalo de remigração geralmente é entre dois e três anos (Thomé *et al.* 2007). No Espírito Santo, a média anual do sucesso de eclosão das desovas variou entre 53,3% e 78,8% entre 1994-1995 e 2003-2004, e a média anual do período de incubação variou entre 61,5 dias e 78,0 dias entre 1988-1989 e 2003-2004 (Thomé *et al.* 2007).

A espécie realiza grandes deslocamentos transoceânicos (Eckert 2006, Eckert *et al.* 2006). Indivíduos de diferentes classes de tamanho são capturados na pesca oceânica monitorada no mar territorial e na zona econômica exclusiva do Brasil e em águas internacionais adjacentes, e subadultos e juvenis foram capturados principalmente na costa Nordeste (Sales *et al.* 2008). Fêmeas adultas marcadas no Gabão foram capturadas em áreas de pesca na costa Sul-Sudeste do Brasil (Billes *et al.* 2006). A quantidade de encalhes, avistagens no mar e capturas acidentais em atividades de pesca sugere, com base em cálculos demográficos, que as águas adjacentes à costa do Brasil são frequentadas não apenas por indivíduos que compõem a população que desova no Brasil, mas também por indivíduos de outras populações do Atlântico e talvez mesmo do Oceano Índico, uma vez que há comprovação, por meio de telemetria por satélite, de que indivíduos de *D. coriacea* que desovaram em praias do leste da África entraram depois no Atlântico (Barata *et al.* 2004).

Estudos de telemetria por satélite mostraram deslocamentos costeiros, das praias de desova no Espírito Santo até o estuário do rio da Prata e vice versa (Almeida *et al.* no prelo, López-Mendilaharsu *et al.* 2009).

D. coriacea forrageia desde a superfície do oceano até grandes profundidades (Doyle *et al.* 2008). A dieta é composta por zooplâncton gelatinosos, como celenterados, pyrossomos e salpas (James & Herman 2001, Witt *et al.* 2007).

Ameaças

O aumento da atividade pesqueira nos últimos anos é considerado a principal ameaça para a população de *D. coriacea* (Sales *et al.* 2008). Há captura incidental em atividades de pesca, tanto em pesca costeira (principalmente redes de emalhe) quanto em pesca oceânica (redes de deriva, espinhéis de superfície) e indícios de captura em pesca de arrasto no sul do país. Uma pescaria oceânica de grande impacto para *D. coriacea* é a pescaria com redes de emalhe de deriva (malhão) direcionada principalmente à captura de tubarões-martelo, realizada de São Paulo ao Rio Grande do Sul por embarcações oriundas dos portos de São Paulo e Santa Catarina (Fiedler 2009, Sales *et al.* 2003).

Na pesca de emalhe de fundo oceânico na frota arrendada (barcos estrangeiros que são arrendados por uma empresa brasileira e assim conseguem permissão para pescar dentro da ZEE brasileira) (podem

explicar prum leitor comum o que é frota arrendada? Jargão para toda a frota? Parte dela?) foram registradas capturas de *D. coriacea*, com mortalidade registrada de Santa Catarina a São Paulo (Contato *et al.* 2004). A pesca com espinhel pelágico para atuns, espadartes e cações captura *D. coriacea* na região oceânica de todo o Brasil, em águas internacionais adjacentes e na Elevação do Rio Grande, com alguma mortalidade registrada no momento das atividades de pesca (Sales *et al.* 2008).

Em pescarias costeiras, é conhecida até o momento a captura incidental de *D. coriacea* em currais de pesca no Ceará; em redes de emalhe para lagosta nos estados do Ceará e Bahia; em redes de emalhe para peixes e no arrasto para camarão no Espírito Santo (Marcovaldi *et al.* 2006). Em Santa Catarina foram registradas capturas de *D. coriacea* na pescaria com cerco flutuante (Santos & Soto 2004). No Rio Grande do Sul observa-se a captura incidental no emalhe de fundo e arrasto (Nema 2006). De acordo com Thomé *et al.* (2007), a pesca artesanal de emalhe no entorno da foz do Rio Doce, no Espírito Santo (no entorno da área de desova naquele Estado), oferece risco significativo para *D. coriacea*, com registros de capturas acidentais.

O impacto humano sobre os hábitats das tartarugas marinhas é reconhecido há décadas (Lutcavage *et al.* 1997), com os esforços para mitigação concentrados no ambiente terrestre. Apesar de progressos feitos na proteção e recuperação de ecossistemas marinhos em algumas áreas, impactos antropogênicos diretos ou indiretos continuam a ocorrer (Hamann *et al.* 2010).

Os principais fatores ligados ao desenvolvimento costeiro desordenado e que causam um impacto negativo nas populações de tartarugas marinhas são: movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros); fotopoluição; tráfego de veículos; presença humana nas praias; portos, ancoradouros e molhes; ocupação da orla (hotéis e condomínios); e a exploração (produção e distribuição) de óleo e gás.

No Brasil, não há comércio de ovos ou carne nas áreas de desova. Desde 1982 quando o Projeto TAMAR-ICMBio foi implantado no Norte do Espírito Santo, não houve registros de abate de fêmeas, mas há registros esporádicos de coleta de ovos, cerca de uma desova por ano.

Segundo Poloczanska *et al.* (2009), as tartarugas marinhas são geralmente vistas como vulneráveis às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões. O aumento da temperatura na ordem de 2° C pode causar a feminização de toda uma população. Além disto, por se tratar de espécies de natureza altamente migratórias, mudanças de disponibilidade de recursos alimentares, de circulação de correntes marinhas e ventos podem comprometer seu ciclo de vida longo e complexo.

Existem diferentes formas de poluição que constituem uma ameaça para os habitats marinhos e terrestres das tartarugas marinhas que incluem som, temperatura, luz, plásticos, produtos químicos, efluentes e outros. De um modo geral, a poluição de qualquer tipo, ocorrendo acima de um certo limiar, pode produzir uma área inabitável. Em níveis abaixos desse limiar, pode significativamente degradar a qualidade do habitat, a capacidade de carga e outros aspectos da função do ecossistema (Hamann *et al.* 2010).

Ações de Conservação

D. coriacea é totalmente protegida por instrumentos legais nacionais, que proíbem todo e qualquer tipo de uso direto além de prever medidas de proteção das áreas de desova. O táxon também faz parte do Anexo I do CITES do qual o Brasil é signatário. O país participa ainda da Convenção Interamericana para Conservação e Proteção das Tartarugas Marinhas (IAC).

A única Unidade de Conservação que protege a área de desova no Espírito Santo é a Reserva Biológica de Comboios – ES, de gestão federal.

Para a conservação da espécie, considera-se fundamental:

- Dar continuidade às atividades de educação ambiental, sensibilização pública e desenvolvimento local, incluindo geração de emprego e renda, junto às comunidades costeiras onde a espécie ocorre;
- Manter o monitoramento das áreas de desova, garantindo a proteção dos ninhos *in situ*, filhotes e fêmeas;
- Manter e incrementar as atividades de pesquisa a longo prazo para avaliar as tendências das populações (crescimento, estabilidade, diminuição);
- Identificar as áreas de alimentação e implementar ações de conservação, manejo e pesquisa de longa duração;

- Desenvolver e implementar tecnologia para minimizar impactos antropogênicos;
- Dar continuidade ao "Programa Interação Tartarugas e Pesca" para redução das capturas incidentais, com ênfase em:
  - Estimular a gestão participativa nas comunidades pesqueiras para busca de soluções e alternativas e de ordenamento;
  - Realizar levantamento sobre a interação com as pescarias costeiras;
- Manter e incrementar a marcação de adultos e juvenis, para determinação das áreas de uso e deslocamento e biologia reprodutiva;
- Dar continuidade aos estudos genéticos para determinação das populações (áreas de alimentação e desova);
- Fomentar a criação, implantação e gestão de Unidades de Conservação litorâneas e marinhas;
- Desenvolver e implementar medidas mitigadoras e compensatórias, nas três esferas de licenciamento, para os empreendimentos desenvolvidos na área de ocorrência do táxon.

Referências Bibliográficas

Almeida, A. P.; Eckert, S. A.; Bruno, S. C.; Scalfoni, J. T.; Giffoni, B. & Thomé, J. C. A. (No prelo). Satellite-tracked movements of leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea*, from southeastern Brazil. *In*: **Proceedings of the 29th Annual Symposium On Sea Turtle Conservation And Biology**. NOAA.

Avens, L.; Taylor, J.C.; Goshe, L.R.; Jones, T.T. & Hastings, M. 2009. Use of skeletochronological analysis to estimate the age of leatherback sea turtles *Dermochelys coriacea* in the western North Atlantic. **Endangered Species Research**, 8(3): 165-177.

Barata, P.C.R. & Fabiano, F.F.C. 2002. Evidence for leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and a review of occasional leatherback nests in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 96: 13-16.

Barata, P.C.R.; Lima, E.H.S.M.; Borges-Martins, M.; Scalfoni, J.T.; Bellini, C. & Siciliano, S. 2004. Records of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian coast, 1969–2001. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 84: 1233–1240.

Billes, A.; Fretey, J.; Verhage, B.; Huijbregts, B.; Giffoni, B.; Prosdocimi, L.; Albareda, D. A.; Georges, J.Y. & Tiwari, M. 2006. First evidence of leatherback movement from Africa to South America. **Marine Turtle Newsletter**, 111: 13–14.

Boulon, R.H.; Dutton, P. H.; Mcdonald, D.L. 1996. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, US Virgin Islands: fifteen years of conservation. **Chelonian Conservation and Biology**, 2(2): 141–147.

Contato, M.C.D.; Soto, J.M.R. & Rosa, F.D. 2004. Captura incidental de tartaruga-de-couro *Dermochelys coriacea* e tartaruga-verde *Chelonia mydas* em redes de emalhe de fundo no sul do Brasil. *In*: **Resumos de la II Reunión Sobre la Investigación y Conservación de Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental**. PRICTMA/ FVSA.

Cunha, O.R. 1975. Sobre a ocorrência da tartaruga de couro *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758) na foz do Rio Amazonas (Chelonia, Dermochelyidae). **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, Série Zoologia**, 81: 1-18.

D'Amato, A.F. 1991. Ocorrência de tartarugas marinhas (Testudines: Cheloniidae, Dermochelyidae) no Estado do Paraná (Brasil). **Acta Biologica Leopoldinense**, 13(2): 105-110.

Doyle, T.K.; Houghton, J.D.R.; Suilleabhain, P.F.; Hobson, V.J.; Marnell, F.; Davenport, J. & Hays, G.C. 2008. Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. **Endangered Species Research**, 4: 23-31.

Dutton,D.L.; Dutton, P.H.; Chaloupka, M. & Boulon, R. H. 2005. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. **Biological Conservation**, 126(2): 186–194.

Eckert, S.A. 2006. High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) as identified using satellite telemetered location and dive information. **Marine Biology**, 149: 1257–1267.

Eckert, S. A.; Bagley, D.; Kubis, S.; Ehrhart, L.; Johnson, C.; Stewart, K. & Defreese, D. 2006. Internesting and postnesting movements and foraging habitats of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in Florida. **Chelonian Conservation and Biology**, 5(2): 239–248.

Fiedler, F.N. 2009. **As pescarias industriais de rede de emalhe de superfície e as tartarugas marinhas: caracterização das frotas de Itajaí, Navegantes, Porto Belo (Santa Catarina) e Ubatuba (São Paulo), suas áreas de atuação, sazonalidade e a interação com tartarugas marinhas**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica). Universidade Federal do Paraná. 86f.

Figueredo, M.W.; Carmo, N.S.; Albuquerque, A. & Pezutti, J.C.B. 2008. Occurrence of sea turtles in the coast of Pará, Brasil. *In*: **Book of Abstract of the 6th World Congress of Herpetology**. AlHA/INPA/UFAM.

Giffoni, B.; Domingo, A.; Sales, G.; Fiedler, N.F. & Miller, P. 2008. Iteracción de tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) con la pesca de palangre pelágico en el Atlántico Sudoccidental: una perspectiva regional para la conservación. **Collective Volumes of Scientific Papers, ICCAT**, 62(6): 1861–1870.

Hamann, M.; Godfrey, M. H.; Seminoff, J. A.; Arthur, K.; Barata, P.C. R.; Bjorndal, K. A.; Bolten, A. B.; Broderick, A. C.; Campbell, L. M.; Carreras, C.; Casale, P.; Chaloupka, M.; Chan, S. K. F.; Coyne, M. S.; Crowder, L. B.; Diez, C. E.; Dutton, P. H.; Epperly, S. P.; Fitzsimmons, N. N.; Formia, A.; Girondot, M.; Hays, G. C.; Ijiunn, C.; Kaska, Y.; Lewison, R.; Mortimer, J. A.; Nichols, W. J.; Reina, R. D.; Shanker, K.; Spotila, J. R.; Tomás, J.; Wallace, B. P.; Work, T. M.; Zbinden, J. & Godley, B. J. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, 11: 245-269.

IUCN. 2001. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission**. IUCN, 30p.

James, M.C. & Herman, T.B. 2001. Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusae in the northwest Atlantic. **Chelonian Conservation and Biology Biology**, 4: 202-205.

Lima, E.H.S.M.; Evangelista, L.E.V. 1997. Sobre a captura acidental em curral de pesca da tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* em Almofala_Ceará. *In*: Anais do VII Congresso Nordestino de Ecologia. Ilhéus: EDITUS, 248 p.

Loebmann, D.; Legat, J.F.A.; Legat, A.P.; Camargo, R.C.R.; Erthal, S.; Severo, M.M. & Goes, J.M. 2008. *Dermochelys coriacea* (Leatherback sea turtle) nesting. **Herpetological Review**, 39(1): 81.

López-Mendilaharsu, M.; Rocha, C.F.D.; Miller, P.; Domingo, A. & Prosdocimi, L. 2009. Insights on leatherback turtle movements and high use areas in the Southwest Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 378(1-2): 31-39.

Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. & Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival, p. 387-409. *In*: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Marcovaldi, G. G. Dei & Albuquerque, J. C. B. 1983. **Trabalhos de proteção a desova, avaliação quali-quantitativa e marcação nas praias de Pirambu (SE), Forte (BA), Comboios (ES) e Ilha da Trindade – Relatório Parcial de 17/01/83 a 19/01/83** – Projeto Tartaruga Marinha-IBDF. Relatório Técnico.

Marcovaldi, M. A. & Marcovaldi, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. **Biological Conservation**, 91: 35-41.

Marcovaldi, M.A.; Sales, G.; Thomé, J.C.A.; Silva, A.C.C.D.; Gallo, B.M.G.; Lima, E.H.S.M.; Lima, E.P. & Bellini, C. 2006. Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts. **Marine Turtle Newsletter**, 112: 4-8.

Meylan, A.B. 1995. Estimating population size in sea turtles, p. 135-138. *In*: Bjorndal, K.A. (Ed.). **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

NEMA. 2006. **Subprojeto Manejo e Conservação das Tartarugas Marinhas: relatório final de atividades**. Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA).

Peres, M.B.; Dias, B.F.S. & Vercillo, U.E. 2011. Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a lista de espécies ameaçadas: O que significa? Qual sua importância? Como fazer? **Biodiversidade Brasileira**, 1: 45-48.

Pinedo, M.C.; Capitoli, R.; Barreto, A.S. & Andrade, A.L.V. 1998. Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil, p. 117-118. *In*: **Proceedings of the 16th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 158p.

Pinedo, M.C.; Polacheck, T. 2004. Sea turtle bycatch in pelagic longline sets off Southern Brazil. **Biological Conservation**, 119: 335-339.

Poloczanska, E.S.; Limpus, C.J. & Hays, G.C. 2009. Vulnerability of marine turtles to climate change. **Advances in Marine Biology**, 56: 151-211.

Reina, R.D.; Mayor, P.A.; Spotila, J.R.; Piedra, R. & Paladino, F.V. 2002. Nesting ecology of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: 1988–1989 to 1999–2000. **Copeia**, 3: 653-664.

Rimblot, F.; Fretey, J.; Mrosovsky, N.; Lescure, J. & Pleau, C. 1985. Sexual differentiation as a function of the incubation temperature of eggs in the sea turtle *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). **Amphibia-Reptilia**, 6: 83-92.

Sales, G.; Giffoni, B.B. & Barata, P.C.R. 2008. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88 (4): 853-864.

Sales, G.; Giffoni, B.B.; Maurutto, G. & Bruzin, M. 2003. Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo – Brasil, p. 30. In: II Jornadas de Conservación y Uso Sustentable De La Fauna Marina. *In*: **Libro de Resúmenes de la I Reunión de Investigación y Conservación de las Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental**.

Sanches, T. M.; Bellini, C. & Silva Neto, J.R. 1999. Primeiros registros das tartarugas marinhas *Dermochelys coriacea* e *Caretta caretta* no Rio Grande do Norte, Brasil, p.27. *In*: **Resumos do VIII Congresso Nordestino de Ecologia**.

Santana, W. M.; Lima-Junior, T. B.; Aragão, G.M.O.; Silva, J.C.; Silva-Leite, R.R.; Leite-Junior, J.M.A. & Leite, J.R.S.A. 2007. Encalhe de tartarugas marinhas na região costeira da Ilha do Caju, Maranhão, Brasil. *In*: **Anais do III Congresso Brasileiro de Herpetologia**, Belém.

Santos, R.C.A. & Soto, J.M.R. 2004. Caracterização da pesca artesanal com redes de cerco-flutuante na Ilha de Santa Catarina, Brasil. *In*: **Libro de Resúmenes de la II Reunión Sobre La Investigación y Conservación de Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental**.

Soto, J.M.R.; Beheregaray, R.C.P.; Rebello, R.A.R.P. 1997. Range extension: nestin by *Dermochelys* and *Caretta* in Southern Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 77: 6-7.

TAMAR, 2009. **Banco de dados TAMAR/SITAMAR**. Contato: Alexsandro Santana dos Santos (alex@tamar.org.br) .

Thomé, J.C.; Baptistotte, C.; Moreira, L.M.P.; Scalfoni, J.T.; Almeida, A P.; Rieth, D. & Barata, P.C.R. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, 6(1): 15-27.

Turtle Expert Working Group. 2007. **An Assessment of the Leatherback Turtle Population in the. Atlantic Ocean**. NOAA. 116 p.

Van Buskirk, J; Crowder, L.B. 1994. Life-history variation in marine turtles. **Copeia**, 66-81.

Vargas, S. M.; Araújo, F. C. F.; Monteiro, D. S.; Estima, S.C.; Almeida, A.P.; Soares, L. S. & Santos, F. R. 2008. Genetic diversity and origin of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) from the Brazilian coast. **Journal of Heredity**, 99 (2): 215-220.

Wallace, B.P.; Dimatteo, A.D.; Hurley, B.J.; Finkbeiner, E.M.; Bolten, A.B.; Chaloupka, M.Y.; Hutchinson, B.J.; Abreu-Grobois, F.A.; Amorocho, D.; Bjorndal, K.A.; Bourjea, J.; Bowen, B.W.; Dueñas, R.B.; Casale, P.; Choydhury, B.C.; Costa, A.; Dutton, P.H.; Fallabrino, A.; Girard, A.; Girondont, M.; Godfrey, M.H.; Hamann, M.; López-Mendilaharsu, M.; Marcovaldi, M.A.; Mortimer, J.A.; Musick, J.A.; Nel, R.; Pilcher, N.J.; Seminoff, J.A.; Troëng, S.; Witherington, B. & Mast, R.B. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. **PLoS ONE**, 5(12): 1-11.

Wallace, B.P; Seminoff, J.A.; Kilham, S.S.; Spotila, J.R. & Dutton, P.H. 2006. Leatherback turtles as oceanographic indicators: stable isotope analyses reveal a trophic dichotomy between ocean basins. **Marine Biology**, 149: 953-960.

Witt, M.J.; Broderick, A.C.; Johns, D.J.; Martin, C.; Penrose, R.; Hoogmoed, M.S. & Godley, B.J. 2007. Prey landscapes help identify potential foraging habitats for leatherback turtles in the NE Atlantic. **Marine Ecology Progress Series**, 337: 231-244.

Ficha Técnica

Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil.

Antônio de Pádua Almeida; João Carlos Alciati Thomé; Cecília Baptistotte; Maria Ângela Marcovaldi; Alexsandro Santana dos Santos & Milagros Lopez.

Biodiversidade Brasileira, 2011, 1(1): 10-17.

Número temático: **Avaliação do Estado de Conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil**

Participantes da oficina de avaliação dos dados:

- Alexsandro Santana dos Santos – Fundação Protamar
- Amely Branquinho Martins – CPB/ICMBio
- Antônio de Pádua Almeida – TAMAR/ICMbio
- Armando Barsante – Fundação Protamar
- Danielle Monteiro – NEMA
- Gustavo D. Stahelin – Fundação Protamar
- Jaqueline Comin de Castilhos – Fundação Protamar
- Luciano Soares – Fundação Protamar
- Maria Ângela Marcovaldi – TAMAR/ICMBio
- Monica Brick Peres – COABIO/ICMBio
- Paulo Barata – Pesquisador – FIOCRUZ
- Yeda Bataus – RAN/ICMBio

Local e data da oficina: Praia do Forte, BA, em 22 de setembro de 2009.

Fotos: TAMAR/ICMBio – Mapa: Rodrigo Ranulpho – Diagramação: Denys Márcio de Sousa



Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha

Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829) no Brasil

Jaqueline Comin de Castilhos[1]; César Augusto Coelho[2]; Jamyle Freitas Argolo[1], Erik Allan Pinheiro dos Santos[2]; Maria Ângela Marcovaldi[2]; Alexsandro Santana dos Santos[1] & Milagros Lopez[1]

Apresentação e Justificativa de Categorização

O estado de conservação da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) (Cheloniidae) foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001), com base nos dados disponíveis até 2009. Síntese do processo de avaliação pode ser encontrada em Peres *et al.*, neste número. A categoria proposta para o táxon é "Em perigo (EN)" segundo o critério A2abcde, ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre redução da população.

Lepidochelys olivacea tem distribuição circunglobal. A área prioritária de desova desta espécie no Brasil está localizada entre o litoral sul do estado de Alagoas e o litoral norte da Bahia com maior densidade de desovas no estado de Sergipe. Juvenis e adultos ocorrem em áreas costeiras e oceânicas desde o Rio Grande do Sul até o Pará, e em águas internacionais adjacentes à zona econômica exclusiva do Brasil.

Este táxon é altamente migratório. As fêmeas migram das áreas de alimentação e descanso para as áreas de reprodução, em deslocamentos que podem chegar a mais de 1500 km. São carnívoros durante todo o ciclo de vida.

A principal ameaça para *L.olivacea* no passado foi a coleta de ovos e o abate de fêmeas, o que não acontece mais nas áreas prioritárias de reprodução. Desde a implantação do Projeto TAMAR/ICMBio em 1982, o desenvolvimento e a ocupação desordenada da zona costeira e a pesca artesanal e industrial aumentaram vertiginosamente – principalmente nos últimos 10-15 anos. As tartarugas-marinhas são capturadas incidentalmente em praticamente todas as pescarias no Brasil, destacando-se a alta mortalidade de fêmeas adultas que ocorre no entorno das áreas de reprodução.

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior ao levantamento realizado pelo TAMAR entre 1980-82, onde está registrada a interrupção do ciclo de vida desses animais em várias áreas visitadas, devido a um longo histórico de coleta de praticamente todos os ovos e abate de quase todas as fêmeas. Historicamente, a abundância destas populações era enorme. A falta de perspectiva adequada para quantificação ou o uso de uma linha imaginária de dados iniciais de abundância para o

Estado de Conservação

Em Perigo (EN) A2abcde

Filo: Chordata

Classe: Reptilia

Ordem: Testudines

Família: Cheloniidae

Nome popular

Tartaruga-oliva; tartaruga-pequena; tartaruga-comum; xibirro (português / Brasil); tortuga lora; tortuga golfina; tortuga olivácea (espanhol); tortue olivâtre (francês); olive ridley (inglês)

Afiliação

[1] Fundação Protamar – Rua Rubens Guelli, 134 – sl. 307 – Ed. Empresarial Itaigara – CEP 41815-135 – Salvador/BA

[2] Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas – TAMAR/ICMBio – Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho – CEP 41950-970 – Salvador/BA

alex@tamar.org.br

Submetido em: 24 / 02 / 2010
Versão reformulada enviada em: 10 / 01 / 2011
Aceito em: 27 / 01 / 2011

estudo de tendência populacional podem levar a uma interpretação errônea destas análises. A síndrome da mudança de referencial ou "*shifting baseline syndrome*" é conhecida como o uso de dados de tamanho da população que correspondem ao início das atividades dos pesquisadores e não da sua real abundância no passado, levando potencialmente a subestimativas da redução populacional (Bjorndal 1999).

Considera-se que o índice de abundância populacional mais adequado para as tartarugas-marinhas seja o número de ninhos em cada temporada. Desta forma, o aumento no número de ninhos observado nos últimos anos representa um indício de aumento no tamanho populacional. No entanto, apesar de promissora, acredita-se que essa recuperação é insignificante em relação ao tamanho populacional no passado.

A espécie apresenta ciclo de vida longo. Estudo mostra para que para o Oceano Pacífico, esta espécie atinge a maturidade sexual entre 10 e 18 anos, o que permite a estimativa de tempo geracional em 20 anos. Porém, para outras regiões não se conhece o período de tempo referente a uma geração, mas é provável que três gerações não ultrapassem 100 anos.

Adicionalmente, características da estratégia de vida das tartarugas marinhas como a maturação tardia e ciclo de vida longo tornam a recuperação muito lenta. É possível que os números de desovas observados até o presente não se mantenham no futuro, devido à ação das atuais ameaças sobre o estoque de juvenis a serem recrutados para a população reprodutiva. Além disso, os estudos de tendência de população não cobrem um tempo geracional para este táxon (estimado entre 15 e 36 anos).

Portanto, a recuperação do número de adultos ou do tamanho populacional observado só poderá ser considerada consistente quando a série histórica de dados for mais longa, incluindo várias décadas.

As informações coletadas no levantamento inicial do TAMAR sugerem um potencial de área de desova e abundância nas áreas remanescentes maior do que a encontrada, indicando desaparecimento de desovas em várias destas áreas e, nas remanescentes, o declínio acentuado das populações. O TAMAR iniciou suas atividades apenas nas áreas remanescentes com concentração ainda significativa de desova.

Estudos genéticos comprovam a ocorrência de híbridos: existe alta proporção de hibridismo entre tartarugas da espécie *Caretta caretta* e *Lepidochelys olivacea*, não sendo ainda entendidas as causas e implicações deste fato, e seu impacto na diversidade genética e identificação destas espécies. A ocorrência de hibridização interespecífica pode acarretar sérias conseqüências para as espécies envolvidas e é de suma importância para sua conservação.

Mantém-se a categoria EN, pois além da população brasileira estar isolada, a principal área de ocorrência reprodutiva atual (sul de Alagoas ao norte da Bahia) é bastante reduzida quando comparada à sua área de ocorrência no passado. A morte de fêmeas reprodutivas em frente às praias de desova também contribui para esta categorização. Não há possibilidade de migração de adultos de outras regiões para o Brasil: as tartarugas marinhas são conhecidas por sua alta filopatria (*homing*), – capacidade das fêmeas de voltarem para se reproduzir na praia onde nasceram, tornando praticamente impossível a recolonização das praias por fêmeas oriundas de outras populações.

Distribuição Geográfica

Lepidochelys olivacea tem distribuição circunglobal (Abreu-Grobois & Plotkin 2008). No Brasil, a área prioritária de reprodução do táxon está localizada entre o litoral sul do estado de Alagoas e o litoral norte da Bahia com maior densidade de desovas no estado de Sergipe (Marcovaldi & Marcovaldi 1999, Castilhos & Tiwari 2006, Silva *et al.* 2007). Ocorrências reprodutivas, em muito menor densidade, também são registradas no estado do Espírito Santo. Desovas ocasionais já foram registradas nos estados do Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte (TAMAR 2009) e Ceará (Lima *et al.* 2003).

O táxon está presente nas áreas costeiras e oceânicas. Há registros de captura incidental na pesca oceânica do Norte/Nordeste e Sul/Sudeste do Brasil, com capturas se estendendo para águas internacionais adjacentes (Sales *et al.* 2008). Na pesca costeira, registros foram realizados nos estados do Ceará, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, assim como registros de encalhes de animais vivos e mortos nas praias dos estados do Rio Grande do Norte, São Paulo (TAMAR 2009), Paraná (D´Amato 1992), Santa Catarina (Marcovaldi *et al.* 2000), Rio Grande do Sul, no extremo sul do Brasil (Soto & Beheregaray 1997, Pinedo *et al.* 1998, Monteiro 2004).

Os estudos de telemetria apontaram deslocamentos costeiros desde o Espírito Santo até o Pará, além de migrações para regiões equatoriais do Atlântico (Marcovaldi *et al.* 2008) (Figura 1).

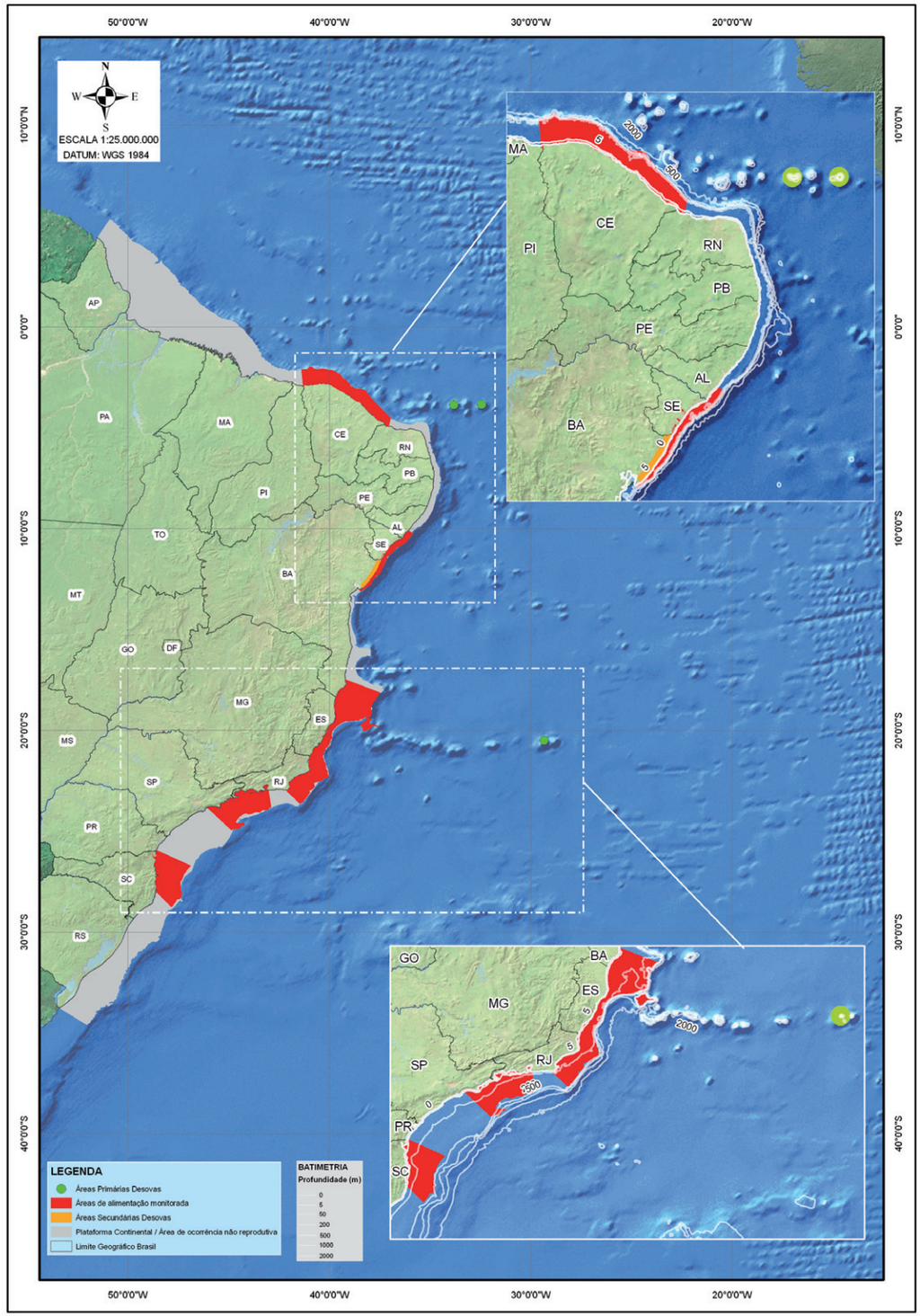


Figura 1 – Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

População

O censo de tartarugas marinhas é normalmente feito em praias de desova por causa da dificuldade em se levantar números de indivíduos nas áreas de alimentação. O número total de ninhos registrados a cada temporada reprodutiva é comumente adotado como índice de abundância (Meylan 1995).

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior à implantação do Projeto TAMAR/ICMBio nas áreas principais de desova em 1982. O levantamento inicial realizado através de entrevistas com os pescadores ao longo do litoral entre os anos de 1980 e 1982 constatou um histórico muito longo de exploração/uso direto. O depoimento mais freqüente descrevia um número de tartarugas muito maior, coleta de praticamente todos os ovos e matança de quase todas as fêmeas (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). Relatos em algumas comunidades litorâneas nos primeiros anos de atuação do Projeto TAMAR/ICMBio indicavam que muitos moradores jamais tinham visto um filhote de tartaruga marinha (Marcovaldi & Albuquerque 1983).

Desde 1982, um programa de monitoramento das praias e o registro das ocorrências reprodutivas foi estabelecido nas principais áreas de reprodução da espécie. Um crescimento de quase 10 vezes no número de desovas foi observado mediante análise dos dados coletados em Sergipe e Bahia entre 1991/1992 (252 desovas) e 2002/2003 (2602 desovas) (Silva *et al.* 2007). Na última temporada reprodutiva de 2008/2009, 6492 desovas foram registradas nas bases monitoradas pelo Projeto TAMAR/ICMBio: 77% das desovas foram registradas no estado de Sergipe, 22,4% das desovas registradas no estado da Bahia e 0,6% das desovas registradas nos estados do Espírito Santo (TAMAR 2009).

As capturas incidentais de tartarugas olivas ocorrem em praticamente toda a costa do Brasil e na zona oceânica, sendo que as pescas de arrasto de camarão e espinhel pelágico representam as maiores ameaças, com capturas de adultos e juvenis (Sales *et al.* 2008, TAMAR 2009). Entre setembro de 2005 e março de 2009, 760 tartarugas mortas foram registradas nas principais áreas de desova deste táxon. Das tartarugas mortas com espécie identificada (n=639), as olivas totalizaram 53,4% dos registros. Resultados das análises de fêmeas grávidas (com presença de ovos em formação) encontradas mortas nas praias de desova confirmam a perda de animais reprodutivamente ativos (Castilhos & Tiwari 2006). Estes dados evidenciam a susceptibilidade do táxon à captura nas pescarias costeiras (redes de arrasto de camarão e emalhe) (Silva *et al.* 2010, TAMAR 2009). Para o período de agosto de 2009 a julho de 2010, foram registrados 326 animais desta espécie encalhados mortos nas praias de Sergipe e região sul de Alagoas, sendo que destes, 275 animais tinham biometria de adulto, permitindo identificar que a grande maioria era composta de fêmeas adultas, muitas delas com ovos em formação no interior (TAMAR 2009), como observado anteriormente por Castilhos & Tiwari (2006).

O registro de animais adultos encalhados mortos nas praias de desova, com presença de camarão no trato digestório indica uma possível interação com pescaria costeira de arrasto de camarão local (TAMAR 2009).

Registros de captura nas pescarias oceânicas (espinhel) (Sales *et al.* 2008), apontam para a vulnerabilidade deste táxon durante deslocamentos pós reprodutivos (Silva *et al.* em prep). Por serem animais de ciclo de vida longo, é impossível se prever quando está ameaça se refletirá em declínio populacional.

O Grupo de Especialistas de Tartarugas Marinhas (MTSG) da UICN, baseado em resultados de genética molecular, áreas de reprodução, resultados de marcação e recaptura, satélite telemetria, bem como aspectos da historia natural e biogeografia, definiu Unidades de Manejo Regional para *L. olivacea* (Wallace *et al.* 2010). Segundo Wallace 2010, Unidades de Manejo Regionais referem-se às áreas ocupadas por populações funcionalmente independentes, possuidoras de processos demográficos distintos. O Brasil (praias, plataforma costeira e Zona Econômica Exclusiva) pertence à unidade de manejo do Atlântico Oeste.

Outras Informações Ecológicas

As tartarugas marinhas apresentam maturação tardia e ciclo de vida longo, podendo demorar da ordem de 15 a 40 anos, dependendo da espécie, para a maturidade sexual (Meylan & Donnelly 1999). Para a *Lepidochelys olivacea*, existe estimativa de 13 anos para o tempo mediano de maturação sexual no Pacífico, o que resulta num tempo geracional estimado de 20 anos, o que não é conhecido para outras

populações do mundo (Zug *et al.* 2006). Mesmo assim, não acredita-se que 3 gerações do táxon ultrapassem os 100 anos.

A *Lepidochelys olivacea*, assim como as demais tartarugas marinhas, possuem um complexo ciclo de vida e utilizam uma grande área geográfica e múltiplos habitats (Abreu-Grobois & Plotkin 2008, Márquez 1990). As fêmeas desovam em praias, das quais os filhotes eclodem e seguem ao mar para continuarem o desenvolvimento. Embora o habitat dos filhotes recém-eclodidos não seja conhecido, é possível que permaneçam numa fase pelágica, flutuando ao sabor das correntes marinhas que podem levá-los para longe da praia natal (Kopitsky *et al.* 2000).

Algumas populações de *Lepidochelys olivacea* apresentam comportamento reprodutivo distinto. As fêmeas podem emergir em massa e de forma sincronizada, comportamento denominado de *arribada* (termo em espanhol) ou podem emergir solitariamente, sozinhas ou em pequenos grupos, mas não de forma sincronizada (Kalb 1999). As maiores arribadas ocorrem em poucas praias no mundo como em: Rushikulya (India), Playa Escobilla (México) e Ostional (Costa Rica), enquanto que as desovas solitárias apresentam ampla distribuição (Bernardo & Plotkin 2007). No Brasil, a temporada reprodutiva deste táxon inicia-se em setembro e prossegue até março (Silva *et al.* 2007), sendo que as fêmeas desovam 1, 2 ou 3 vezes a cada temporada reprodutiva e apresentam intervalo internidal de 22,5 ± 7,1 dias (média ± DP; n= 132) (Matos *et al.* 2008, Matos 2009).

Os juvenis compartilham algumas áreas utilizadas pelos adultos (Kopitsky *et al.*, 2000) até a maturidade sexual ser atingida (Musick & Limpus 1997). Machos e fêmeas ativos e em fase de reprodução migram para zonas costeiras e se concentram próximos às praias de desova. Contudo, alguns machos aparentemente permanecem em águas oceânicas e acasalam com as fêmeas em rotas para as praias de desovas (Plotkin 1994, Plotkin *et al.* 1995, Kopitsky *et al.* 2000). O movimento pós migratório é complexo, com rotas que variam anualmente e que podem cobrir centenas a milhares de quilômetros (Morreale *et al.* 2007), preferencialmente em regiões do oceano com temperaturas acima de 20º C (Márquez 1990). Estudos recentes de telemetria mostram que a maioria dos animais monitorados deslocou-se dentro da plataforma continental, desde o Espírito Santo até o Pará, em profundidades de 8 a 30 m, além de migrações para regiões equatoriais do Atlântico (Marcovaldi *et al.* 2008).

A determinação sexual nas tartarugas marinhas depende da temperatura na qual os ovos são incubados – temperaturas mais altas produzem fêmeas e mais baixas, machos (Marcovaldi *et al.* 1997). A determinação sexual nas tartarugas marinhas depende da temperatura na qual em que os ovos são incubados – temperaturas mais altas produzem fêmeas e mais baixas, machos (Marcovaldi et al. 1997). Para essa espécie a temperatura pivotal (na qual são produzidos 50 % de filhotes machos e 50% de filhotes fêmeas) no Brasil não é conhecida.

Ameaças

A captura incidental em atividades de pesca representa uma das principais ameaças a este táxon, principalmente redes de arrasto empregadas na pesca de camarão no entorno das praias de desova em Sergipe (Silva *et al.* 2010). Destaca-se que as informações obtidas através da telemetria mostram uma sobreposição com áreas conhecidas para diferentes pescarias ao longo de todo o deslocamento pós reprodutivo (Silva *et al. em prep.*). Há registros de captura incidental nas pescarias oceânicas (*longline* ou espinhel de superfície) do norte/Nordeste e sul/sudeste do Brasil com capturas se estendendo para águas internacionais adjacentes (Domingo *et al.* 2006; Coluchi 2006, Sales *et al.* 2008).

O impacto humano sobre os habitats das tartarugas marinhas é reconhecido há décadas (Lutcavage *et al.* 1997), com os esforços para mitigação concentrados no ambiente terrestre. Apesar de progressos feitos na proteção e recuperação de ecossistemas marinhos em algumas áreas, impactos antropogênicos diretos ou indiretos continuam a ocorrer (Hamann *et al.* 2010). Atualmente são baixos os índices de coleta de ovos (menos de 2% dos ninhos a cada ano) (TAMAR 2009).

Os principais fatores ligados ao desenvolvimento costeiro desordenado e que causam um impacto negativo nas populações de tartarugas marinhas são: movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros); fotopoluição; tráfego de veículos; presença humana nas praias; portos, ancoradouros e molhes; ocupação da orla (hotéis e condomínios); e a exploração (produção e distribuição) de óleo e gás.

Segundo Poloczanska *et al.* (2009), as tartarugas marinhas são geralmente vistas como vulneráveis às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões. O aumento da temperatura na ordem de 2° C pode causar a feminização de toda uma população. Além disto, por se tratar de espécies de natureza altamente migratórias, mudanças de disponibilidade de recursos alimentares, de circulação de correntes marinhas e ventos podem comprometer seu ciclo de vida longo e complexo.

Existem diferentes formas de poluição que constituem uma ameaça para os habitats marinhos e terrestres das tartarugas marinhas que incluem som, temperatura, luz, plásticos, produtos químicos, efluentes e outros. De um modo geral, a poluição de qualquer tipo ocorrendo acima de um certo limiar, pode produzir uma área inabitável. Em níveis abaixos desse limiar, pode significativamente degradar a qualidade do habitat, a capacidade de carga e outros aspectos da função do ecossistema (Hamann *et al.* 2010).

O alto índice de ocorrência de híbridos de *Caretta caretta* com *Lepidochelys olivacea* em Sergipe (Reis *et al.* 2010, Reis 2008), podem significar uma ameaça. No entanto não são compreendidas as causas e implicações deste fato e seu impacto na diversidade genética, taxonomia e conservação destas espécies.

Ações de Conservação

A espécie é totalmente protegida por instrumentos legais nacionais (Anexo 01), que proíbem todo e qualquer tipo de uso direto, além de prever medidas de proteção das áreas de desova. O táxon também faz parte do Anexo I do CITES do qual o Brasil é signatário. O país também participa da Convenção Interamericana para Conservação e Proteção das Tartarugas Marinhas (IAC).

No Brasil a *Lepidochelys olivacea* está protegida nas áreas costeiras e oceânicas nas seguintes Unidades da Federaração e Unidades de Conservação: Rio Grande do Norte – Reserva Biológica (REBIO) do Atol das Rocas, Área de Proteção Ambiental (APA) Estadual dos Recifes de Coral; Pernambuco – Parque Nacional (PARNA) Marinho de Fernando de Noronha; Alagoas – APA de Piaçabuçu, APA da Costa dos Corais (entre o litoral Sul pernambucano e Norte alagoano); Sergipe – REBIO de Santa Isabel, APA Estadual do litoral Norte e Litoral Sul; Bahia – APA Estadual Litoral Norte, APA Estadual da Plataforma Continental do Litoral Norte, Reserva Extrativista (RESEX) Marinha de Corumbau, PARNA Marinho de Abrolhos); Espírito Santo – REBIO de Comboios/ES.

Para a conservação da espécie, considera-se fundamental:

- Dar continuidade às atividades de educação ambiental, sensibilização pública e desenvolvimento local, incluindo geração de emprego e renda, junto às comunidades costeiras onde a espécie ocorre;
- Manter o monitoramento das áreas de desova, garantindo a proteção dos ninhos in situ, filhotes e fêmeas;
- Manter e incrementar as atividades de pesquisa a longo prazo para avaliar as tendências das populações (crescimento, estabilidade, diminuição);
- Identificar as áreas de alimentação e implementar ações de conservação, manejo e pesquisa de longa duração;
- Desenvolver e implementar tecnologia para minimizar impactos antropogênicos;
- Dar continuidade ao "Programa Interação Tartarugas e Pesca" para redução das capturas incidentais, com ênfase em:
  - Estimular a gestão participativa nas comunidades pesqueiras para busca de soluções e alternativas de ordenamento;
  - Realizar levantamento sobre a interação com as pescarias costeiras;
  - Promover a revisão da legislação que obriga o uso do Dispositivo Excluidor de Tartarugas – TED.
- Manter e incrementar a marcação de adultos e juvenis, para determinação das áreas de uso e deslocamento e biologia reprodutiva;

- Dar continuidade aos estudos genéticos para determinação das populações (áreas de alimentação e desova);
- Fomentar a criação, implantação e gestão de Unidades de Conservação litorâneas e marinhas;
- Desenvolver e implementar medidas mitigadoras e compensatórias, nas três esferas de licenciamento, para os empreendimentos desenvolvidos na área de ocorrência do táxon.

Referências Bibliográficas

Abreu-Grobois, A. & Plotkin, P. 2008. *Lepidochelys olivacea*. **IUCN Red List of Threatened Species**. http://www.iucnredlist.org/apps/redlist/details/11534/0.

Bernardo, J. & Plotkin, P.T. 2007. An Evolutionary Perspective on the Arribada Phenomenon and Reproductive Behavioral Polymorphism of Olive Ridley Sea Turtles (Lepidochelys olivacea), p.59-87. In: Plotkin, P.T. (Ed.). **Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles**. Johns Hopkins University Press.

Bjordal, K.A. 1999. Conservation of hawksbill sea turtles: perceptions and realities. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(2): 174-176.

Castilhos, J.C. & Tiwari, M. 2006. Preliminary data and observations from an increasing olive ridley population in Sergipe, Brazil. **Marine Turtles Newsletter**, 113: 6-7.

Coluchi, R. 2006. **Caracterização da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Pesca de Espinhel Pelágico no Nordeste do Brasil**. 66f. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática). Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

D'amato, A.F. 1992. Ocorrência de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829) (Testudines: Cheloniidae) para o Estado do Paraná - Brasil. **Acta Biologica Leopoldensia**, 14(1): 95-97.

Domingo, A.; Sales, G.; Giffoni, B.; Miller, P.; Laporta, M. & Maurutto, G. 2006. Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelagico em el atlantico sur por las flotas de Brasil y Uruguay. **Collective Volume of Scientific Papers. ICCAT**, 59(3): 992-1002.

Hamann, M.; Godfrey, M. H.; Seminoff, J. A.; Arthur, K.; Barata, P.C. R.; Bjorndal, K. A.; Bolten, A. B.; Broderick, A. C.; Campbell, L. M.; Carreras, C.; Casale, P.; Chaloupka, M.; Chan, S. K. F.; Coyne, M. S.; Crowder, L. B.; Diez, C. E.; Dutton, P. H.; Epperly, S. P.; Fitzsimmons, N. N.; Formia, A.; Girondot, M.; Hays, G. C.; Ijiunn, C.; Kaska, Y.; Lewison, R.; Mortimer, J. A.; Nichols, W. J.; Reina, R. D.; Shanker, K.; Spotila, J. R.; Tomás, J.; Wallace, B. P.; Work, T. M.; Zbinden, J. & Godley, B. J. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, 11: 245-269.

IUCN. 2001. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1.** IUCN Species Survival Commission. IUCN, 30p.

Kalb, H.J. 1999. **Behavior and Physiology of Solitary and Arribada Nesting Olive Ridley Sea Turtles (*Lepidochelys olivacea*) During the Internesting Period**. Tese de Doutorado, Texas A&M University, College Station, TX. 123p.

Kopitsky, K.; Pitman, R.L. & Plotkin, P. 2000. Investigations on at-sea mating and reproductive status of olive ridleys, *Lepidochelys olivacea*, captured in the eastern tropical Pacific. *In*: **Proceedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 291p.

Lima, E.H.S.M.; Melo, M.T.D. & Barata, P.C.R. 2003. First Record of olive ridley nesting in the State of Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 99: 20.

Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. & Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival, p. 387-409. *In*: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Marcovaldi, G. G. Dei & Albuquerque, J. C. B. 1983. **Trabalhos de proteção a desova, avaliação quali-quantitativa e marcação nas praias de Pirambu (SE), Forte (BA), Comboios (ES) e Ilha da Trindade** – Relatório Parcial de 17/01/83 a 19/01/83 – Projeto Tartaruga Marinha-IBDF. Relatório Técnico.

Marcovaldi, M. A. & Marcovaldi, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. **Biological Conservation**, 91: 35-41.

Marcovaldi, M. A.; Godfrey, M. H. & Mrosovsky, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. **Canadian Journal Zoology**, 75: 755-770.

Marcovaldi, M. A.; Silva, A.C.C.D.; Gallo, B.M.G.; Baptistote, C.; Lima, E.P.; Bellini, C.; Lima, E.H.S.M.; Castilhos, J.C.; Thomé, J.C.A.; Moreira, L.M.P. & Sanches, T.M. 2000. Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brasil, p. 164-166. *In*: **Proceedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 291p.

Marcovaldi, M. A.; Thomé, J.C.A.; Almeida, A.P.; Lopez, G. G.; Silva, A.C.C.D. & Apoliário, M. 2008. Setellite telemetry studies in Brazilian nesting areas: preliminary results. *In*: **Proceedings of 27th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 262p.

Márquez, M.R. 1990. Sea turtles of the world. An anotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). **FAO Species Catalogue**, vol. 11.

Matos, L. M.; Silva, A. C.; Weber, M. I.; Castilhos, J. C. & Vicente, L. M. 2008. Olive ridley sea turtle internesting intervals at Pirambu, Brazil, p.242. *In*: **Proceedings of the 27th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 262p.

Matos, L.M.N. 2009. **Internesting Behavior of Olive Ridley Sea Turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) in Sergipe, Brazil**. 46f. Dissertação (Mestrado em Biologia), Universidade de Lisboa.

Meylan, A.B. & Donnely, M. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(2): 200-224.

Meylan, A.B. 1995. Estimating population size in sea turtles, p. 135-138. *In*: Bjorndal, K.A. (Ed.). **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Monteiro, D.S. 2004. **Encalhes e Interação de Tartarugas Marinhas com a Pesca no Litoral do Rio Grande do Sul**. Monografia (Graduação em Biologia). Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 63f.

Morreale, S.J.; Plotkin, P.; Shaver, D. & Kalb, H.J. 2007. Adult migration and habitat utilization – Ridley turtles in their element, p. 213-229. *In*: Plotkin, P.T. (Ed.). **Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles**. Johns Hopkins University Press.

Musick, J.A. & Limpus, C.J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles, p 137-164. In: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Peres, M.B.; Dias, B.F.S. & Vercillo, U.E. 2011. Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a lista de espécies ameaçadas: O que significa? Qual sua importância? Como fazer? **Biodiversidade Brasileira**, 1: 45-48.

Pinedo, M.C.; Capitoli, R.; Barreto, A.S. & Andrade, A.L.V. 1998. Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil, p. 117-118. *In*: **Proceedings of the 16th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 158p.

Plotkin, P. T. 1994. **Migratory and Reproductive Behavior of the Olive Ridley Turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), in the Eastern Pacific Ocean**. Tese de Doutorado, Texas A&M University, College Station, TX. 241p.

Plotkin, P.T.; Byles, R.A. & Rostal, D.C. 1995. Owens, D.W. Independent versus socially facilitated oceanic migrations of the olive ridley, *Lepidochelys olivacea*. **Marine Biology**, 122: 137-143.

Poloczanska, E.S.; Limpus, C.J.; Hays, G.C. 2009. Vulnerability of marine turtles to climate change. **Advances in Marine Biology**, 56: 151-211.

Reis, E. C.; Soares, L. S.; Vargas, S. M.; Santos, F. R.; Young, R. J.; Bjorndal, K. A.; Bolten, A. B. & Lôbo-Hadju, G. 2010. Genetic composition, population structure and phylogeography of loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. **Conservation Genetics**, 11: 1467-1477

Reis, E.C. 2008. **Caracterização Genética e Filogeografia de Populações de Tartarugas Marinhas da Espécie *Caretta caretta* (Linnaeus,1758) no Litoral Brasileiro**. Dissertação (Mestrado em Biologia (Biociências Nucleares)). Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Sales, G.; Giffoni, B.B.; Barata, P.C.R. 2008. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. **Journal of the Marine Biological Association**, 88 (4): 853-864.

Silva, A.C.C.D.; Castilhos, J. C.; Batista, J.A.F.; Oliveira, F.L.C.; Weber, M.I.; Santos, E. & Serafini, T.Z. Em preparação. Post-nesting movements of olive ridleys sea turtles (Lepidochelys olivacea) in Brazil.

Silva, A.C.C.D.; Castilhos, J.C.; Lopez, G.G. & Barata, P.C.R. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. **Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom**, 87: 1047-1056.

Silva, A.C.C.D.; Castilhos, J.C.; Santos, E.A.P.; Brondízio, L.S. & Bugoni, L. 2010. Efforts to reduce sea turtle bycatch in the shrimp fishery in Northeastern Brazil through a co-management process. **Ocean and Coastal Management**, 53: 570-576.

Soto, J.M.R.; Beheregaray, R.C.P. 1997. New records of *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) and *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) in the Southwest Atlantic. **Marine Turtle Newsletter**, 77: 8-10.

TAMAR 2009. Banco de Dados TAMAR/SITAMAR. Contato: Alexsandro Santos (alex@tamar.org.br).

Wallace, B.P.; Dimatteo, A.D.; Hurley, B.J.; Finkbeiner, E.M.; Bolten, A.B.; Chaloupka, M.Y.; Hutchinson, B.J.; Abreu-Grobois, F.A.; Amorocho, D.; Bjorndal, K.A.; Bourjea, J.; Bowen, B.W.; Dueñas, R.B.; Casale, P.; Choydhury, B.C.; Costa, A.; Dutton, P.H.; Fallabrino, A.; Girard, A.; Girondont, M.; Godfrey, M.H.; Hamann, M.; López-Mendilaharsu, M.; Marcovaldi, M.A.; Mortimer, J.A.; Musick, J.A.; Nel, R.; Pilcher, N.J.; Seminoff, J.A.; Troëng, S.; Witherington, B. & Mast, R.B. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. **PLoS ONE**, 5(12): 1-11.

Zug, G.R. ;Chaloupka, M. & Balazs, G.H. 2006. Age and growth in olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) from the North-central Pacific: a skeletochnological analysis. **Marine Ecology**, 27: 263-270.

Ficha Técnica

Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil.

Jaqueline Comin de Castilhos; César Augusto Coelho; Jamyle Freitas Argolo, Erik Allan Pinheiro dos Santos; Maria Ângela Marcovaldi; Alexsandro Santana dos Santos & Milagros Lopez

Biodiversidade Brasileira, 2011, 1(1): 26-34.

Número temático: **Avaliação do Estado de Conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil**

Participantes da oficina de avaliação dos dados:

- Alexsandro Santana dos Santos – Fundação Protamar
- Amely Branquinho Martins – CPB/ICMBio
- Antônio de Pádua Almeida – TAMAR/ICMbio
- Armando Barsante – Fundação Protamar
- Danielle Monteiro – NEMA
- Gustavo D. Stahelin – Fundação Protamar
- Jaqueline Comin de Castilhos – Fundação Protamar
- Luciano Soares – Fundação Protamar
- Maria Ângela Marcovaldi – TAMAR/ICMBio
- Monica Brick Peres – COABIO/ICMBio
- Paulo Barata – Pesquisador – FIOCRUZ
- Yeda Bataus – RAN/ICMBio

Local e data da oficina: Praia do Forte, BA, em 22 de setembro de 2009.

Fotos: TAMAR/ICMBio – Mapa: Rodrigo Ranulpho – Diagramação: Denys Márcio de Sousa

Ciência Rural, Santa Maria, v.41, n.1, p.143-148, jan, 2011
ISSN 0103-8478

Serum biochemistry profile determination for wild loggerhead sea turtles nesting in Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brazil

Determinação do perfil bioquímico sérico de tartarugas marinhas de vida livre da espécie em nidação em Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, Brasil

Daphne Wrobel Goldberg[I,II] Juçara Wanderlinde[II] Isabel Maria Alexandre Freire[III] Luiz Cesar Pereira da Silva[III] Nadia Regina Pereira Almosny[IV]

ABSTRACT

*Sea turtles are threatened to the point of extinction. The major goal of rehabilitating sick individuals is to eventually reintroduce them back into their habitat. In this way, they contribute to species preservation, as well as maintaining equilibrium of the ecosystems. Biochemical analysis is a commonly used test to detect illness and evaluate the general health of the animals. However, the data in the literature on sea turtles are scarce and the majority of studies used small sample sizes, being the majority of animals in captivity. The aim of the present study is to establish baseline biochemical profile values for free-ranging, nesting, female loggerhead turtles (**Caretta caretta**). The baseline values can then be used for comparison in the overall evaluation, physiologic status and disease diagnostics of diverse populations of sea turtles. Twenty-eight females in their reproductive period were used from Farol de São Thomé (21°45'15"S - 41°19'28"W), city of Campos dos Goytacazes, north-fluminense region. The samples were collected without anticoagulant through venapuncture of the dorsal, cervical sinus. The average values determined were calcium, phosphorus, cholesterol and triglycerides, demonstrating a correlation with vitellogenesis and egg formation. The fact that females reduce feeding in the period preceding egg laying, influenced the average concentration of urea (35.25mg dL^{-1}), sodium (147mEq L^{-1}), potassium (28mEq L^{-1}), uric acid (0.6mg dL^{-1}) and lipids. Carapace length and width, and the weight of the turtles showed a positive correlation with liver enzymes ALT and AST, suggesting that animals with larger hepatic volume have greater enzymatic activity.*

Key words: ***Caretta caretta**, reproduction, sea turtle, serum biochemistry.*

RESUMO

*As tartarugas marinhas são animais ameaçados de extinção. Sendo assim, o maior objetivo em reabilitar os indivíduos doentes é posteriormente reintroduzi-los em seu habitat. Dessa forma, contribui-se para a preservação das espécies e para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas. As análises bioquímicas são exames bastante utilizados na detecção de doenças e na avaliação do estado geral dos animais. Apesar disso, os dados na literatura para tartarugas marinhas ainda são escassos, e a maioria dos estudos utiliza um pequeno número de animais, sendo a maior parte deles de cativeiro. O presente estudo tem por objetivo realizar o perfil bioquímico de indivíduos do sexo feminino de tartarugas marinhas de vida livre da espécie **Caretta caretta** em processo de nidação, bem como estabelecer a correlação do perfil bioquímico destes animais com seu tamanho. Os valores médios obtidos poderão ser utilizados posteriormente como comparativo para avaliação do estado geral e para o diagnóstico de doenças de diversas populações de tartarugas marinhas. Foram utilizadas 28 fêmeas em período reprodutivo, em Farol de São Thomé (21°45'15"S - 41°19'28"W), no município de Campos dos Goytacazes, região norte-fluminense. As amostras foram coletadas sem anticoagulante, através de venopunção do seio venoso cervical dorsal. Os valores médios encontrados para as variáveis cálcio, fósforo, colesterol e triglicerídeos demonstram a correlação desses componentes com o processo de vitelogênese e a formação do ovo. O fato de as fêmeas reduzirem a alimentação, no período que antecede a postura dos ovos, influenciou a concentração média de uréia (35,25mg dL^{-1}), sódio (147mEq L^{-1}), potássio, ácido úrico e lipídios. As variáveis vinculadas ao tamanho das tartarugas apresentaram*

[I]Departamento de Bioquímica, Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ), Av. 28 de setembro, 87 Fds, 4º Andar, Vila Isabel, 20551-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. E-mail: daphne@tamar.org.br. Autor para correspondência.
[II]Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas (Fundação Pró-Tamar), Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.
[III]Laboratório de Experimentação Animal de Bio-Manguinhos, Rio de Janeiro, RJ, Brasil.
[IV]Faculdade de Medicina Veterinária, Universidade Federal Fluminense (UFF), Niterói, RJ, Brasil.

Received 06.13.10 Approved 10.28.10 Returned by the author 12.13.10
CR-3714

correlação positiva com enzimas ALT e AST, sugerindo que animais com maior volume hepático apresentam maior atividade enzimática.

Palavras-chave: ***Caretta caretta***, *bioquímica sérica, reprodução, tartaruga marinha.*

INTRODUCTION

The first sea turtles appeared in the late Jurassic, about 65 million years ago. They have adapted their anatomical features to life in the marine environment. Nowadays there are seven living species of sea turtles worldwide. Five of the seven species are found in Brazilian waters: ***Lepidochelys olivacea*** (olive ridley), ***Eretmochelys imbricata*** (hawksbill), ***C. caretta*** (loggerhead), ***Chelonia mydas*** (green) and ***Dermochelys coriacea*** (leatherback) (BAPTISTOTTE et al., 2003).

Throughout their highly migratory life-cycles, sea turtles play important ecological roles in the marine and terrestrial ecosystems. If these reptiles were to become extinct, the negative impacts on the environment would be potentially significant (BJORNDAL & JACKSON, 2003).

Loggerheads can be found in temperate, tropical and sub-tropical areas from both hemispheres. In Brazil, about 80% of nests belong to this species (BAPTISTOTTE et al., 2003). The reproductive range of ***C. caretta*** on the Brazilian coast extends from Rio de Janeiro to Sergipe States (MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007).

The data in the literature about sea turtles biochemical analyses are scarce and most of the studies used small sample sizes, being the majority of animals in captivity (KAKIZOE et al., 2007). According to CAMPBELL (1996), variables including sampling site, gender, age, diet and seasonal changes will influence blood parameters. Beyond that, comparisons among studies are hindered by the differences in analytical techniques.

The present study aimed to establish baseline biochemical profile values for free-ranging nesting female loggerheads, and to correlate these parameters with the size of animals.

MATERIAL AND METHOD

Twenty-eight nesting females were sampled from Farol de São Thomé (21º45'15"S - 41º19'28"W), city of Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, between November 2004 and January 2005. The region is characterized by the presence of restinga habitat, which consists of low lying salt-tolerant vegetation on coarse sandy soils. Campos dos Goytacazes has a wet and dry tropical climate, with average annual temperatures between 20°C and 32°C, and a average annual rainfall of 1300mm, unevenly distributed through the year (FEEMA, 1993). The turtles received physical examination and then, were tagged with Inconel metal tags on the front flippers, measured (curved carapace length-CCL and curved carapace width-CCW) with a flexible tape measure, and weighed during egg laying; a digital scale Oswaldo Filizola, model BI-100 D (Técnica Industrial Oswaldo Filizola Ltda., São Paulo, Brazil), with a maximum capacity of 500kg, was used for weighting.

Five milliliters of blood were collected from the dorsal cervical venous sinus into tubes without anticoagulant and kept at room temperature for 20-30 minutes to allow complete clot formation and retraction. The whole blood was centrifuged at 560*g* for 10 minutes, and then the serum was separated and frozen at -20°C for subsequent biochemical analysis. The samples were processed within 15 days of blood collection.

Both serum and plasma samples could be employed for all the assays carried out. However, serum was preferred because of its convenience and lower cost. Additionally, in plasma samples, the total protein is 3% to 5% higher due to the presence of fibrinogen (KRATZ et al., 2002), which could possibly interfere with the results.

The biochemistry analyses were processed at CAD (Centro de Apoio e Diagnóstico Veterinário) in Rio de Janeiro. Blood biochemistry variables urea, creatinine, ALT (Alanine aminotransferase), AST (Aspartate aminotransferase), GGT (Gamma-glutamyl transferase), ALP (Alkaline phosphatase), cholesterol and triglycerides, were processed on Ciba Express 550® autoanalyzer. The calcium values were obtained through Bio 2000® semi automatic analyzer. The biochemical kits used for all tests were from *Bio Técnica*® provided by Quality SA. Sodium and potassium dosages were determined by flame photometer Corning series 400®.

RESULTS AND DISCUSSION

Mean, standard deviation and degree of variance were performed for each parameter using Microsoft Excel® (Table 1). An evaluation was made of the linear relationship between biochemical parameters and turtle's size using the Pearson and Spearman´s coefficients, with assistance from SPSS® software. The average weight was 119.2kg, average CCL was 101cm and average CCW was 92.5cm (Table 2).

Table 1 - Mean, standard deviation, minimum and maximum reference interval of the biochemical profile of free-ranging nesting females ***C. caretta*** (n=28), Campos of Goytacazes, RJ.

Biochemical Parameters	Mean	Standard Deviation	Minimum	Maximum
Urea (mg dL^{-1})	35.25	13.50	11	70
Creatinine	0.50	0.15	0.2	0.9
ALT (U L^{-1})	14	6.35	2	26
AST (UI L^{-1})	151.25	61.86	46	330
ALP (UI L^{-1})	13.53	4.69	4	25
GGT (UI L^{-1})	0.72	0.67	0.1	2.4
Cholesterol (mg dL^{-1})	247.75	48.52	145	317
Triglicerydes (mg dL^{-1})	580.28	232.08	143	995
TP (g dL^{-1})	3.96	0.72	2.3	5.3
Albumine (g dL^{-1})	1.30	0.40	0.5	2.1
Globuline (g dL^{-1})	2,66	0.59	1.4	3.7
A:G	0.51	0.20	0.15	1
Phosphorus (mg dl^{-1})	7.96	1.85	3.9	12.1
Calcium (mg dl^{-1})	9.98	1.11	7.9	12.9
Ca:P	1.33	0.41	0.77	2.4
Amylase (UI L^{-1})	627.75	232.93	311	1112
Sodium (mEq L^{-1})	147.28	14.05	108	168
Potassium (mEq L^{-1})	4.27	0.91	2	6.6
Uric Acid (mg dL^{-1})	0.62	0.21	0.3	1.2

The average values for total protein reported here (3.9g dL^{-1}±0.72) fall within the range found by GICKING et al. (2004), for ***C. Caretta***, and by AGUIRRE & BALAZS (2000) for ***C. mydas***. However, serum albumin values (1.3g dL^{-1}±0.40) were higher than those found by WHITAKER & KRUM (1999) for immature loggerheads from captivity. Albumin levels are often elevated during vitellogenesis, due to increased protein synthesis demands (CAMPBELL, 1996). According to WILKINSON (2004), hemodilution by lymph is a possible cause of iatrogenic hypoalbuminemia. That author reported the diluted and pale appearance of blood in case of lymphatic contamination. In this study all samples were examined at time of collection and appeared thick and dark red, thus apparently lymph free.

Relatively higher levels of globulin (2.6g dL^{-1}±0.59) were found when compared to WHITAKER & KRUM (1999) for captive juvenile turtles and to AGUIRRE & BALAZS (2000) for ***C. mydas***. Higher serum globulin values have been reported by BOLTEN & BJORNDAL (1992) for juvenile ***C. mydas*** from the Bahamas (3.6g dL^{-1}±0.7) and by GICKING et al. (2004) (3.8g dL^{-1}). According to them, this hyperglobulinemia may be associated to chronic parasite infection, suggesting that, based on body condition and nest-building activity, the general health of the turtles in this study was good.

The average of Albumin:Globulin (A:G) ratio (0.5±0.20) was similar to the results obtained by AGUIRRE & BALAZS (2000) for healthy green turtles and not far from GICKING et al. (2004) for loggerheads. However, the A:G relation is not a widely used parameter in the clinical evaluation of sea turtles.

Urea values ranged from 11 to 70mg dL^{-1} (mean 35.25mg dL^{-1}±13.50) and were similar to those reported by CAMPBELL (1996) (20-80mg dL^{-1}) for adult individuals of ***C. caretta***, ***C. mydas***, ***E. imbricata*** and ***L. kempi***, outside reproductive period. Based on this, it can be assumed that reproduction itself does not alter the urea values. WYNEKEN et al. (2006) reported higher urea values for young loggerheads. Breeding

Table 2 - Mean, standard deviation and reference interval of the variables CCL (curved carapace length), CCW (curved carapace width) and WEIGHT of free-ranging nesting females ***C. caretta*** (n=28), Campos of Goytacazes, RJ.

Variables	Mean	Standard deviation	Minimum	Maximum
CCL (m)	1.01	0.05	0.86	1.12
CCW (m)	0.92	0.04	0.82	1.02
Weight (kg)	119.20	19.04	71.7	168.1

females leave foraging areas, thus reduce or even cease feeding, in the period preceding nesting activity, only to return at the end of the breeding season. This may explain the lower urea values found in this study. BONNET (1979) correlated the hyporexia observed in this period with lower urea values.

The creatinine concentration (0.5mg dL^{-1}±0.15) is normally low in reptiles (<1mg dl^{-1}) (WYNEKEN et al., 2006), since it is not actively secreted nor reabsorbed by the kidney tubules (WILKINSON, 2004). The mean sodium levels were 147mEq L^{-1} (±14.05), similar to reports from STAMPER et al. (2005) for migratory loggerheads in North Carolina, as a result, in both cases, of decreased food intake. The sodium and potassium values obtained by WHITAKER & KRUM (1999) for captive juvenile loggerheads were higher as the animals were fed daily. The mean potassium concentration was 4.2mEq L^{-1} (±0.91), similar to CAMPBELL (1996) and BOLTEN et al. (1992). Sodium and potassium levels may be altered by the intermittent activity of salt glands. Additionally, WILKINSON (2004) suggested decreased food intake as an explanation for reduced potassium levels.

Concerning mean calcium values (9.9mg dL^{-1}±1.11), they were high when compared to other sea turtles. However, according to WILKINSON (2004), calcium is mobilized for egg formation during the reproductive period. DEEM et al. (2006) also found elevated calcium and phosphorus levels in a population of nesting leatherbacks.

The mean phosphorus values (7.9mg dL^{-1}±1.85) were similar to CAMPBELL (1996) for adults from four different species of sea turtles. The average of Ca:P ratio (1.3) was compatible with DIVERS (2000), who established a Ca:P ratio greater than 1.0 for healthy reptiles.

ALP activity (13.5IU L^{-1}±4.69) was similar to that suggested by BOLTEN et al. (1992) for loggerheads. However, WHITAKER & KRUM (1999) found higher serum activities for captive juvenile loggerheads (73.9IU L^{-1}±37), and so did BOLTEN & BJORNDAL (1992) for wild juvenile ***C. Mydas*** (43IU L^{-1}±16). According to CAMPBELL (1996), ALP is associated with increased osteoblastic activity. Based on this information, it is probable that animals in development stage show higher enzymatic levels, since osteoblasts are responsible for bone matrix synthesis. Sick ***L. kempi*** sampled by WHITAKER & KRUM (1999) at the New England Aquarium had extremely high ALP activities (465.3IU L^{-1}±306) due to their clinical conditions. Although ALP is widely distributed in reptile body, literature suggests that it can be found in organs such as bones and reproductive tract (WILKINSON, 2004). Thus damage to these systems can raise the enzyme levels. The ALT concentration (14IU L^{-1}±6.35) agreed with literature (CAMPBELL, 1996; WILKINSON, 2004). However, the AST activity (151IU L^{-1}±61.86), was low. Meanwhile, STAMPER et al. (2005) found even lower AST activities for migratory animals (129IU L^{-1}) and higher values for resident turtles (206IU L^{-1}). According to these authors, 33% of the resident animals had carapace lesions and thickening of the skin, whereas only 10% of the migratory turtles showed these injuries. As such, they attributed the higher AST values in the resident population to tissue injuries. The present study observed a positive correlation between size variables (weight, curved carapace length and curved carapace width) and ALT ($P<0.05$, $n=28$) and AST ($P<0.05$; $n=28$) enzymes, suggesting that animals with higher hepatic volume have greater enzyme activity. It is relevant to mention that no studies correlating these parameters were found in literature. In chelonians, factors expected to have a significant effect upon hepatic transaminases includes liver or muscular diseases (WILKINSON, 2004; DIVERS, 2000). These factors, however, have not influenced AST and ALT values in this study, since nesting females are generally in good health and capable of reproducing. Additionally, health assessment should take into account the relationship between biochemistry values and body size in order to obtain reliable results and avoid erroneous interpretation of the animal´s general condition.

The serum GGT activity ranged between 0.1 and 2.4IU L^{-1} (mean 0.72IU L^{-1}±0.67). These values are similar to DIVERS (2000), although GGT is not a parameter frequently used to evaluate sea turtles health conditions (WILKINSON, 2004), since it is normally low (DIVERS, 2000).

Mean amylase activity was 627IU L^{-1} (±232), falling within the range from DEEM et al. (2006) for leatherback nesting females from the Republic of Gabon. The average activity found by DEEM et al. (2003) for loggerhead nesting females in the Caribbean was 623.5IU L^{-1} (±150.1). Additionally, DEEM et al. (2009) found higher amylase activities for nesting loggerheads (407IU L^{-1}±131) than for foraging (263IU L^{-1} 99) or stranded (180IU L^{-1}±106) individuals of the same species. This enzyme could possibly be influenced by hormonal factors during the reproductive period. However, further research is required in order to confirm this hypothesis.

The Cholesterol (247mg dL^{-1}±48) and triglycerides (580mg dL^{-1}±230) concentrations were significantly higher than in literature. DERICKSON (1976) noted that, due to vitellogenesis, endogenous

cholesterol and triglycerides levels are typically increased in nesting females. BONNET (1979) observed that fasting sea turtles showed increased concentrations of blood lipids associated to the catabolism of energy reserves. As such, it was suggested that increased levels of serum lipids are a result of reduced food intake and vitellogenesis by nesting females.

Mean uric acid values ranged between 0.3mg dL^{-1} and 1.2mg dL^{-1} (mean 0.62mg dL^{-1}±0.21). BOLTEN & BJORNDAL (1992) found higher values in juvenile green turtles (1.5mg dL^{-1}±0.6) because young ***C. mydas*** are primarily carnivores and according to literature, carnivorous reptiles have higher uric acid blood levels.

CONCLUSION

It was concluded that the free-ranging nesting ***C. caretta*** showed significant variation in their biochemical profile due to reproductive output. Changes in calcium, phosphorus, cholesterol and triglyceride levels were related to vitellogenesis and egg formation. The obtained *values were compared* with reference physiological levels for breeding and non-breeding turtles.

Although it is important to monitor health status of a population, there is little published information regarding sea turtles biochemical profiles. Further studies are needed to provide more understanding of this subject.

In summary, this study has characterized, for the first time, the biochemical profile of ***C. caretta*** nesting females from the northern state of Rio de Janeiro. The data presented here may be useful as reference in the assessment of health and disease of loggerhead populations from southeastern Brazil. In addition, this study might contribute to the rehabilitation of sick individuals and hence, to their reintroduction in the wild.

ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge Projeto TAMAR-ICMBio and CAD for the technical support and CAPES for the financial support.

REFERENCES

AGUIRRE, A.A.; BALAZS, G.H. Blood chemistry values of green turtles, ***Chelonia mydas***, with and without fibropapillomatosis. **Comparative Haematology International,** v.10, n.3, p.132-137, 2000.

BAPTISTOTTE, C. et al. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (***C. Caretta***) in Espírito Santo state, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology – International Journal of Turtle and Tortoise Research**, v.4, n.3, p.523-529, 2003.

BJORNDAL, K.A.; JACKSON, J.B.C. Roles of sea turtles in marine ecosystems: reconstructing the past. In: LUTZ, P.L. et al. **The biology of sea turtles.** Boca Raton, Florida: CRC, LLC, 2003. V.2, p.259-274.

BOLTEN, A.B.; BJORNDAL, K.A. Blood profiles of a wild population of green turtles (***Chelonia mydas***) in the southern Bahamas: size-specifics and sex-specifics relationships. **Journal of Wildlife Diseases**, v.28, n.3, p.407-413, 1992.

BOLTEN, A.B. et al. Effects of anticoagulant and autoanalyzer on blood biochemical values of loggerhead sea turtles ***(C. caretta)***. **American Journal of Veterinary Research,** v.53, n.12, p.2224-2227, 1992.

BONNET, B. Influence of the nutritional conditions on the organic composition of blood and urine in the juvenile sea turtle ***Chelonia mydas***. **Aquaculture**, v.16, p.253-260, 1979.

CAMPBELL, T.W. Sea turtle rehabilitation. In: MADER, D.R. **Reptile medicine and surgery.** Philadelphia, Pennsylvania: Saunders, 1996. 512p. Section VII, cap.57, p.427-436.

DEEM, S.L. et al. Sea turtle health assessment program in the Caribbean and Atlantic. In: SEMINOFF, J.A. **Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. Miami, FL: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503, 2003. 309p. p.65-66.

DEEM, S.L. et al. Blood values in free-ranging nesting leatherback sea turtles (***Dermochelys coriacea***) on the coast of the Republic of Gabon. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v.37, n.4, p.464-471, 2006. Available from: http://www.bioone.org/doi/abs/10.1638/05-102.1?journalCode=zamd. Accessed: Feb. 11, 2009. doi: 10.1638/05-102.1.

DEEM, S.L. et al. Comparison of blood values in foraging, nesting, and stranded loggerhead turtles (***C. caretta***) along the coast of Georgia, USA. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine**, v.45, n.1, p.41-56, 2009.

DERICKSON, W.K. Lipid storage and utilization in reptiles. **American Zoology**, v.16, p.711-723, 1976.

DIVERS, S.J. Reptilian renal and reproductive disease diagnosis. In: FUDGE, A.M. **Laboratory medicine – Avian and exotic pets**. Philadelphia: Saunders, 2000. 486p. Section two, cap.25, p.217-222.

FEEMA. **Perfil ambiental do Município de Campos**. Rio de Janeiro: Gráfica da FEEMA, 1993. 146p.

GICKING, J.C. et al. Plasma protein electrophoresis of the atlantic loggerhead sea turtle, ***C. Caretta***. **Journal of Herpetological Medicine and Surgery**, v.14, n.3, p.13-18, 2004.

KAKIZOE, Y. et al. Successive changes of hematologic characteristics and plasmachemistry values of juvenile loggerhead turtles (***C. caretta***). **Journal of Zoo and Wildlife**

Medicine, v.38, p.77-84, 2007. Available from: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1638/05-096.1>. Accessed: Jan. 5, 2009. doi: 10.1638/05-096.1.

KRATZ, A. et al. The plasma protein. In: McCLATCHEY, K. D. **Clinical laboratory medicine**. 2.ed. Philadelphia: Lippincott Williams & Wilkins, 2002. p.263-280.

MARCOVALDI, M.A.; CHALOUPKA, M. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. **Endangered Species Research**, v.3, p.133-143, 2007. Available from: <http://www.int-res.com/abstracts/esr/v3/n2/p133-143/>. Accessed: Jan. 5, 2009. doi: 10.3354/esr003133.

STAMPER, A.M. et al. Relationship between barnacle epibiotic load and hematologic parameters in loggerhead sea turtles (***C. Caretta***), a comparison between migratory and residential animals in Pamlico Sound, North Carolina. **Journal of Zoo and Wildlife Medicine,** v.36, n.4 p.635-641, 2005. Available from: <http://www.bioone.org/doi/abs/10.1638/04-074.1 >. Accessed: Feb. 11, 2007. *doi*: 10.1638/04-074.1.

WHITAKER, B.R.; KRUM, H. Medical management of sea turtles in aquaria. In: FOWLER, M.E.; MILLER, R.E. **Zoo & Wild animal medicine**. Philadelphia: Saunders, 1999. V.4, p.217-231.

WILKINSON, R. Clinical pathology. In: MCARTHUR, S. etal. **Medicine and surgery of tortoises and turtles**. Oxford: Blackwell, 2004. 578p. Cap.7, p.141-186.

WYNEKEN, J. et al. Medical care of sea turtles. In: MADER, D.R. **Reptile medicine and surgery**. 2.ed. Missouri: Saunders Elsevier, 2006. 1442p. Cap.76, p.972-1007.

Ciência Rural, Santa Maria, v.41, n.11, p.1938-1943, nov, 2011
ISSN 0103-8478

Ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas no litoral norte do estado da Bahia, Brasil

Anthropogenic debris ingestion by sea turtles in the northern coast of Bahia, Brazil

Gustavo Rodamilans Macedo[I*] Thaís Torres Pires[II] Gonzalo Rostán[II] Daphne Wrobel Goldberg[III] Danielle Custódio Leal[I] Américo Fróes Garcez Neto[I] Carlos Roberto Franke[II]

RESUMO

*Este trabalho descreve a presença de resíduos antropogênicos no trato digestório de tartarugas marinhas no Litoral Norte da Bahia, Brasil. Foram realizadas necropsias no trato digestório de 45 tartarugas marinhas encontradas mortas (**Chelonia mydas** n=36; **Eretmochelys imbricata** n=9), no período de janeiro de 2006 a outubro de 2007. Em 60% (27/45) das tartarugas necropsiadas foram encontrados resíduos, especialmente aqueles relacionados à atividade de pesca. Os resíduos encontravam-se ao longo de todo o trato gastrointestinal, com predominância no intestino grosso. A ingestão de resíduos pelas tartarugas marinhas do Litoral Norte da Bahia pode levar a debilidade e até mesmo provocar a morte destes animais.*

Palavras-chave: ***Chelonia mydas***, ***Eretmochelys imbricata***, *lixo, necropsia.*

ABSTRACT

*This study investigates the presence of anthropogenic debris in the digestive tract of sea turtles in the Northern Coast of Bahia, Brazil. Necropsies were performed on 45 turtles, 36 green turtles (**Chelonia mydas**) and 9 hawksbills (**Eretmochelys imbricata**), found dead between january 2006 and october 2007. Debris was found in 60% of the animals, especially those related to fishing activities. Litter could be found throughout the entire gastrointestinal tract, but it was found predominantly in the large intestine (47.53%). The ingestion of debris by turtles from the Northern coast of Bahia may lead these animals to starvation, weakness and even death.*

Key words: ***Chelonia mydas***, ***Eretmochelys imbricata***, *debris, necropsy.*

INTRODUÇÃO

A tartaruga verde, ***Chelonia mydas*****,** e a tartaruga de pente, ***Eretmochelys imbricata***, são consideradas em perigo de extinção e em perigo crítico de extinção, respectivamente (IUCN, 2007). As atuais principais ameaças às populações de tartarugas marinhas têm origem antrópica, a exemplo da destruição das áreas de nidificação; da poluição dos mares; da captura incidental de tartarugas; além de outras práticas não sustentáveis (HAMANN et al., 2010). MARCOVALDI & MARCOVALDI (1999) relataram que o litoral norte do estado da Bahia é uma importante área de alimentação das tartarugas verdes juvenis e de nidificação das tartarugas de pente e, por conseguinte, essas espécies estão sujeitas aos impactos ambientais produzidos nesta região.

BJORNDAL et al. (1994) descrevem os efeitos causados pela ingestão de resíduos antrópicos por tartarugas marinhas e relatam a possibilidade destes causarem a obstrução do trato digestório, causando a morte do animal, mesmo quando ingeridos

[I]Programa de Pós-graduação em Ciência Animal nos Trópicos, Universidade Federal da Bahia (UFBA), 40170-110, Salvador, BA, Brasil. E-mail: gustavorodamilans@hotmail.com. [*]Autor para correspondência.
[II]Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas (Fundação Pro-Tamar), Salvador, BA, Brasil.
[III]Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas (Fundação Pró-Tamar), Florianópolis, SC, Brasil.
[IV]Departamento de Nutrição Animal, Medicina Veterinária, Universidade Federal do Paraná (UFPR), Palotina, PR, Brasil.
[V]Departamento de Produção Animal, Escola de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade Federal da Bahia (UFBA), Salvador, BA, Brasil.

Recebido para publicação 06.12.10 Aprovado em 23.08.11 Devolvido pelo autor 18.09.11
CR-4486

presença de resíduos antropogênicos no estômago de 60,5% (23/38) das tartarugas marinhas examinadas e sugeriram que os resíduos encontrados eram originários, não só da atividade pesqueira, mas também oriundos da atividade turística nas praias da região.

Segundo BJORNDAL (2000), é importante determinar a ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas nas áreas de alimentação, as quais são consideradas prioritárias para o manejo populacional e para a sobrevivência dessas espécies de quelônios.

A ingestão de resíduos sólidos antropogênicos por tartarugas marinhas é descrita em outros países, porém, no litoral brasileiro, os estudos ainda são insuficientes (BUGONI et al., 2001) e, na área deste trabalho, ainda não há relatos sobre o tema. Os principais objetivos deste estudo foram avaliar, dentre os casos de morte de tartarugas registrados e necropsiados pelo TAMAR/ICMBio no litoral norte da Bahia, a frequência de achado de resíduos antropogênicos no trato digestório desses animais, descrever sua localização no trato e identificar o material e sua possível origem.

MATERIAL E MÉTODOS

No período de janeiro de 2006 a outubro de 2007, foram realizadas necropsias em 45 tartarugas marinhas das espécies ***C. mydas*** (n=36) *e* ***E. imbricata*** (n=9), encontradas mortas ou que vieram a óbito, durante tratamento no Setor Veterinário do Projeto TAMAR/Praia do Forte. Esses animais foram encontrados pelas equipes do Projeto TAMAR locadas estrategicamente em quatro bases, cobrindo cerca de 212km do litoral norte da Bahia (ponto mais ao sul - 12º58'40"S x -38º25'14''W e o ponto mais ao norte - 11º27'53''S x -37º21'06''W), abrangendo as praias de Arembepe, Praia do Forte, Sauípe, e Sítio do Conde. Das 45 tartarugas marinhas, 21 (46,7%) foram encontradas na região de Arembepe, 12 (26,7%) na Praia do Forte, sete (15,5%) em Sauípe e cinco (11,1%) em Sítio do Conde (Figura 1).

Todas as 45 tartarugas marinhas foram identificadas quanto à espécie, medidas, pesadas e verificadas o estado corporal. O método de medição foi realizado de acordo com BOLTEN (2000) e o estado corporal foi classificado de acordo com a observação clínica do animal, utilizada como rotina do Projeto TAMAR, em: caquético, ruim, regular e bom.

Para pesquisar a presença de material antropogênico, foi realizada a necropsia do trato encontrados foram classificados quanto ao tipo de material, possível origem pesqueira e localização no trato digestório (esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso).

Para a análise dos dados de ocorrência dos resíduos antropogênicos no trato digestório das tartarugas marinhas, foram calculadas suas frequências e utilizado o teste do Qui-quadrado para comparar as frequências de resíduos nos diferentes compartimentos do trato digestório.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As necropsias revelaram a presença de material antropogênico em 60% (27/45) das tartarugas, sendo 20 exemplares da espécie ***C. mydas*** e sete da espécie ***E. imbricata***. Foi observado que a maioria dos animais com resíduos no trato digestório apresentava comprometimento do estado corporal, apesar da quantidade de resíduo encontrada em alguns espécimes não ser suficiente para ser considerada, macroscopicamente, como *causa mortis*. Foi observado também que 46,7% (21/45) dos animais foram classificados, de acordo com as observações clínicas, como caquéticos (Tabela 1).

As ***C. mydas*** apresentaram comprimento curvilíneo médio de carapaça (CCC) de 36,14cm, com CCC máximo de 104,0cm e mínimo de 8,5cm, com peso médio de 3,6kg, enquanto as ***E. imbricata*** tiveram CCC médio de 32,87cm, com CCC máximo de 57,0cm e mínimo de 11,5cm e peso médio de 3,77kg. Com exceção de um exemplar de ***C. mydas*** adulta de 104cm de CCC, os demais eram filhotes ou juvenis.

Predominaram os resíduos de origem pesqueira 62,9% (17/27) como: fios de nylon, usados na pesca e na confecção de redes de emalhe, bem como cordas de nylon usadas para sustentar redes de pesca e para amarrações em barcos. Os 37,1% (10/27) restantes foram resíduos diversos, tais como sacos plásticos; pedaços de plástico duro; isopor; corda de sisal; filtros de cigarros; pedaços de canudos plásticos dentre outros.

Os resíduos antropogênicos foram encontrados em todos os quatro compartimentos do trato digestório, observando-se a seguinte frequência decrescente de achados: intestino grosso 46,7% (21/45); estômago 31,1% (14/45); intestino delgado 20,0% (9/45) e esôfago 11,73% (8/45). Utilizando o teste Qui-quadrado, observou-se que há diferença significativa entre os resultados de frequência de resíduos antropogênicos de cada compartimento do trato digestório das tartarugas marinhas (valor de P>0,05).

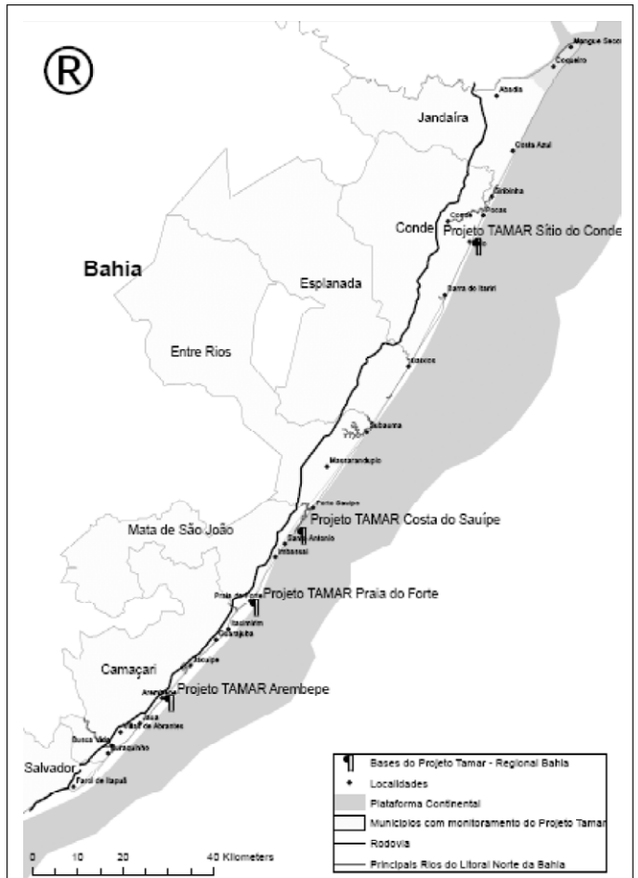


Figura 1 - Mapa da localização das Bases do Projeto Tamar-ICMBio, litoral norte da Bahia.

A frequência de resíduos antropogênicos no trato digestório de tartarugas marinhas é relatada em diversas regiões oceânicas: 20% no Mediterrâneo Central (GRAMENTZ, 1988); 56% na Costa da Flórida (BJORNDAL et al., 1994); 79,6% no Mediterrâneo Ocidental (TOMÁS et al., 2002); 60,5% no Atlântico Sul (BUGONI et al., 2001) e 19,35% nas Ilhas Canárias (ORÓS et al., 2005). No presente estudo, registrou-se a elevada presença (60%) de resíduos antropogênicos ingeridos por tartarugas marinhas no litoral norte do estado da Bahia. GRAMENTZ (1988) sugere que esses animais ingerem equivocadamente os resíduos, porque os confundem com alimentos naturais, como águas-vivas e peixes. SCHULMAN & LUTZ (1995) confirmaram que tartarugas marinhas, quando com fome, alimentam-se de resíduos e TOMÁS et al. (2002) sugerem que as tartarugas marinhas apresentam uma baixa seletividade ao se alimentarem. Segundo MARCOVALDI & MARCOVALDI (1999), o litoral norte da Bahia é uma importante área de nidificação, sendo a Praia do Forte (Figura 1) uma área mista de nidificação e alimentação. Porém, a presença constante de animais da espécie ***C. mydas*** e ***E. imbricata*** na área de Arembepe sugere também sua importância como área de alimentação, uma vez que apresenta variedade de alimentos, a exemplo de algas do gênero ***Sargassum*** spp. que servem de alimento para tartarugas na fase juvenil. Segundo SCHULMAN & LUTZ (1995), o tempo normal de excreção do alimento é de seis a sete dias, sendo que, quando ocorre a ingestão de resíduos, esse tempo de excreção aumenta para, no mínimo, 14 dias. De acordo com essa informação, e considerando o

Tabela 1 - Relação dos animais necropsiados, condição corporal, presença, local e tipo do resíduo.

	Condição corporal	Presença de resíduo		----------Local dos resíduos----------				Tipo de resíduo
C. mydas (n=36)		Sim	Não	Esôfago	Estômago	ID	IG	Material
	1	X					X	náilon, plástico rígido
	1	X		X	X			plástico, pedras
	1	X		X	X			plástico
	1	X		X	X	X	X	plástico
	1	X			X	X	X	palha
	1	X		X	X		X	plástico, náilon
	1	X		X			X	plástico
	1	X			X		X	plástico
	1	X		X	X			náilon, corda
	1	X					X	náilon, corda, plástico
	1	X				X	X	plástico, náilon
	1	X					X	plástico flexível, náilon
	1		X					-
	1		X					-
	1		X					-
	1		X					-
	1		X					-
	2	X					X	náilon
	2	X					X	plástico, náilon
	2	X			X		X	plástico, náilon
	2	X				X	X	plástico rígido e flexível, náilon, corda
	2	X				X		náilon
	2	X					X	plástico, náilon
	2		X					-
	2		X					-
	2		X					-
	2		X					-
	3	X					X	não identificado
	3		X					-
	4	X				X	X	náilon
	4		X					-
	4		X					-
	4		X					-
	4		X					-
	4		X					-
E. imbricata (N=9)								
	1	X			X			plástico, náilon
	1	X				X	X	plástico, areia
	1	X		X	X		X	plástico, náilon, pedras
	1	X		X	X	X	X	plástico
	1	X			X	X	X	plástico, náilon
	2	X			X		X	plástico, náilon
	3	X			X			plástico
	3		X					-
	3		X					-

1: caquético; 2: ruim; 3: regular; 4: bom; ID: intestino delgado; IG: intestino grosso.

estado de morte recente dos animais analisados neste estudo, é provável que os resíduos encontrados no trato digestório tenham sido ingeridos na própria região abrangida nesta pesquisa e, considerando as características dos resíduos encontrados (fios de nylon, sacos plásticos, dentre outros), é possível sugerir que estes tenham sua origem também local, oriundos da atividade pesqueira de comunidades litorâneas ou ainda das atividades turísticas (Figura 2).

BJORNDAL et al. (1994) afirmam que a observação do trato digestório deve ser realizada desde o esôfago até o intestino grosso para que a frequência de resíduos encontrados não seja subestimada. Essa recomendação se apoia nos dados dos próprios autores, que registraram a ingestão de material antropogênico em 56% (24/43) das tartarugas que tiveram todo o trato digestório inspecionado e apenas 14% (6/43) quando o exame se restringiu ao esôfago e estômago. SCHULMAN & LUTZ (1995) sugerem que, em virtude das numerosas curvaturas do intestino das tartarugas, há maior chance de encontrar resíduos nessa porção do trato digestório.

Neste estudo, foi observada a presença de resíduos em todos os quatro compartimentos gástricos, sendo que no intestino grosso se concentrou a maior frequência dos achados: 46,7% (21/45). O intestino grosso foi o único compartimento que apresentou diferença significativa na frequência relativa dos achados, quando comparado com os demais compartimentos analisados, o que corrobora a observação feita por BJORNDAL et al. (1994).

Foram encontrados materiais antropogênicos nos animais classificados nas quatro categorias de estado corporal, sendo a maior frequência observada nos animais com estado corporal caquético. Considerando que os animais eram de vida livre, não há como afirmar se o início do processo de decaimento da condição corporal das tartarugas se deva à ingestão de resíduos, conduzindo-as a um posterior estado caquético, em virtude de complicações digestórias, ou se a ingestão de materiais antropogênicos ocorra em consequência de um estado debilitado prévio, decorrente de uma infecção, intoxicação ou algum tipo de lesão corporal que dificulte a busca por alimentos de sua dieta natural, que implique um esforço físico de natação e mergulho. O estado debilitado e a fome estariam levando o animal a ingerir materiais antropogênicos devido ao menor esforço despendido na sua obtenção.

Apesar de outros estudos apontarem o plástico como principal resíduo antropogênico ingerido pelas tartarugas marinhas (BJORNDAL et al., 1994; BUGONI et al., 2001; TOMÁS et al., 2002; ORÓS et al., 2005), no presente trabalho, observou-se que resíduos

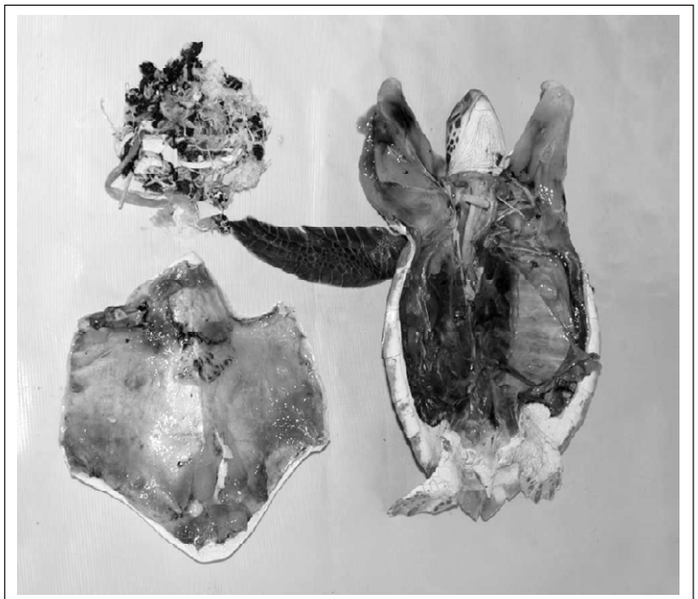


Figura 2 - Necropsia de ***Chelonia mydas*** juvenil com resíduos antropogênicos encontrados no trato gastrintestinal.

antropogênicos de origem pesqueira, como linhas de nylon e cordas de embarcação, foram encontrados em 62,9% dos casos. De acordo com BJORNDAL et al. (1994), a ingestão de linhas de nylon pode provocar a morte do animal se interferir na função normal do trato digestório, impedindo a movimentação da digesta, causando impactação e provocando volvos gástricos e intestinais.

CONCLUSÃO

As tartarugas marinhas que habitam o litoral norte da Bahia ingerem resíduos antropogênicos de origem pesqueira ou não, tendo como consequência o comprometimento da saúde e, em alguns casos, a morte.

Estes resultados reforçam a necessidade de um esforço abrangente de conscientização ambiental, não só das populações litorâneas, como também dos atores envolvidos na atividade turística. São necessários projetos multidisciplinares de educação ambiental que venham a minimizar a disposição de resíduos antropogênicos no meio, reduzindo o risco de ingestão destes pelas tartarugas marinhas que buscam nesta região um refugio para alimentação e nidificação.

REFERÊNCIAS

BJORNDAL, K.A. Prioridad em la pesquisa em áreas de alimentacíon. In. ECKERT, K.L. et al. **Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas**. Trad. Raquel Briseño-Dueñas. et.al. Pennsylvania: IUCN/CSE, 2000. p.13-15. (IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group). Disponível em: <http://mtsg.files.wordpress.com/2010/07/04-prioridades-para-la-investigacion-en-habitats-de-alimentacion.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2010.

BJORNDAL, K.A. et al. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. **Marine Pollution Bulletin**, v.28, n.3, p.154-158, 1994. Disponível em: <http://accstr.ufl.edu/publications/BjorndalEtAl_1994_IngestionOfMarineDebrisByJuvenileSeaTurtlesInCostalFlorida.pdf>. Acesso em: 20 maio, 2007. doi: 10.1016/0025-326X(94)90391-3.

BOLTEN, A.B. Técnicas para la medición de tortugas marinas. **Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas**. Trad. Raquel Briseño-Dueñas. et. al. Pennsylvania: IUCN/CSE, 2000. p.126-131. (IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group). Disponível em: <http://mtsg.files.wordpress.com/2010/07/18-tecnicas-para-la-medir-de-tortugas-marinas.pdf>. Acesso em: 18 dez. 2010.

BUGONI, L. et al. Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v.42, n.12, p.1330-1334, 2001. Disponível em: <http://www.seaturtle.org/PDF/BugoniL_2001_MarPollutBull.pdf>. Acesso em: 20 maio, 2007. doi: 10.1016/S0025-326X(01)00147-3.

GRAMENTZ, D. Involvement of loggerhead turtle with the plastic, metal, and hydrocarbon pollution in the Central Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v.19, n.1, p.11-13, 1988. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0025326X88907461>. Acesso em: 20 maio, 2007. doi: 10.1016/0025-326X(88)90746-1.

HAMANN, M. et al. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, v.11, p.245-269, 2010. Disponível em: <http://accstr.ufl.edu/publications/Hamann_et_al_ESR_2010.pdf>. Acesso em: 15 out. 2011. doi: 10.3354/esr0027.

IUCN. **IUCN red list of threatened species 2007**. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 10 out. 2007.

MARCOVALDI, M.A.; MARCOVALDI, G.G. Marine turtles of Brazil: the history and structure of projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, v.93, p.35-41, 1999. Disponível em: <http://www.seaturtle.org/PDF/Marcovaldi_1999_BiolConserv.pdf>. Acesso em: 20 maio, 2007. doi:10.1016/S0006-3207(99)00043-9.

ORÓS, J. et al. Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998-2001). **Diseases of aquatic organisms**, v.63, p.13-24, 2005. Disponível em: <http://www.int-res.com/articles/dao2005/63/d063p013.pdf>. Acesso em: 20 maio, 2007.

SCHULMAN, A.A.; LUTZ, P. The effect of plastic ingestion on lipid metabolism in the green sea turtle (***Chelonia mydas***). In: ANNUAL WORKSHOP ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 12., 1992, Georgia. **Proceedings...** Flórida: NOAA, 1995. p.122-124. NOAA Technical Memorandum (NMFS-SEFSC-361).

TOMÁS, J. et al. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, ***Caretta caretta***, from the Western Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, p.211-216, 2002. Disponível em: <http://www.seaturtle.org/PDF/TomasJ_2002a_MarPollBull.pdf>. Acesso em: 22 maio, 2007. doi: 10.1016/S0025-326X(01)00236-3.



Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil

Maria Ângela Marcovaldi[1]; Gustave G. Lopez[2]; Luciano S. Soares[2]; Armando J.B. Santos[2]; Claudio Bellini[1]; Alexsandro Santana dos Santos[2] & Milagros Lopez[2]

Apresentação e Justificativa de Categorização

O estado de conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) (Cheloniidae) foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001), com base nos dados disponíveis até 2009. Síntese do processo de avaliação pode ser encontrada em Peres *et al.*, neste número. A categoria proposta para o táxon é "Criticamente em Perigo (CR)" segundo o critério A2abcde, ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre redução da população.

Eretmochelys imbricata é encontrada circunglobalmente, em águas tropicais e numa menor extensão, em águas subtropicais. No Brasil, as áreas prioritárias de reprodução de *E. imbricata* são o litoral norte da Bahia e Sergipe; e o litoral sul do Rio Grande do Norte. Sendo a mais tropical das espécies de tartarugas marinhas, as áreas de alimentação conhecidas deste táxon conhecidas no Brasil, são as ilhas oceânicas de Fernando de Noronha-PE e Atol das Rocas-RN, havendo evidências de que o banco dos Abrolhos-BA seja uma importante área de alimentação. Há ainda ocorrência na reserva biológica do Arvoredo/SC e também na Ilha de Trindade/ES.

A principal ameaça para *E. imbricata* no passado foi a coleta de ovos e o abate de fêmeas, principalmente para exploração e comércio do casco, o que não acontece mais nas áreas prioritárias de reprodução. Desde a implantação do Projeto TAMAR/ICMBio em 1982, o desenvolvimento e a ocupação desordenada da zona costeira e a pesca aumentaram vertiginosamente – principalmente nos últimos 10-15 anos. As tartarugas de pente são capturadas incidentalmente, principalmente em redes costeiras de emalhe e lagosteira.

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior ao levantamento realizado pelo TAMAR entre 1980-82, onde está registrada a interrupção do ciclo de vida desses animais em várias áreas visitadas, devido a um longo histórico de coleta de praticamente todos os ovos e abate de quase todas as fêmeas. Historicamente, a abundância destas populações era enorme. A falta de perspectiva adequada para quantificação ou o uso de uma linha imaginária equivocada de dados iniciais de abundância para o estudo de tendência populacional podem levar a uma interpretação errônea destas análises. A síndrome da mudança

Estado de Conservação

Criticamente ameaçada (CR) A2abcde

Filo: Chordata

Classe: Reptilia

Ordem: Testudines

Família: Cheloniidae

Nome popular

Tartaruga-de-pente (português / em todo o Brasil), tartaruga-verdadeira (português / Ceará), tortue imbriquée (francês), tortuga carey (espanhol), hawksbill turtle (inglês)

Afiliação

[1] *Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas – TAMAR/ICMBio – Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho – CEP 41950-970 – Salvador/BA*

[2] *Fundação Protamar – Rua Rubens Guelli, 134 – sl. 307 – Ed. Empresarial Itaigara – CEP 41815-135 – Salvador/BA*

alex@tamar.org.br

Submetido em: 24 / 02 / 2010
Versão reformulada enviada em: 10 / 01 / 2011
Aceito em: 27 / 01 / 2011

de referencial, ou "*shifting baseline syndrome*", é conhecida como o uso de dados de tamanho da população que correspondem ao início das atividades dos pesquisadores e não da sua real abundância no passado, e que pode levar a subestimativas de perdas (Bjorndal, 1999).

Considera-se que o índice de abundância populacional mais adequado para as tartarugas-marinhas seja o número de ninhos em cada temporada. Desta forma, o aumento no número de ninhos observado nos últimos anos representa um indício de aumento no tamanho populacional. No entanto, apesar de promissora, acredita-se que essa recuperação é insignificante em relação ao tamanho populacional no passado.

Adicionalmente, características da estratégia de vida das tartarugas marinhas como a maturação tardia e ciclo de vida longo tornam a recuperação muito lenta. É possível que os números de desovas observados até o presente não se mantenham no futuro, devido à ação das atuais ameaças sobre o estoque de juvenis a serem recrutados para a população reprodutiva. Além disso, os estudos de tendência de população não cobrem um tempo geracional para este táxon (estimado entre 35 e 45 anos, no mínimo).

Portanto, a recuperação do número de adultos ou do tamanho populacional observado só poderá ser considerada consistente quando a série histórica de dados for mais longa, incluindo várias décadas.

As informações coletadas no levantamento inicial do TAMAR sugerem que o potencial de áreas de desova e a abundância nas áreas remanescentes deve ser maior do que a encontrada, indicando desaparecimento de desovas em várias destas áreas e, nas remanescentes, o declínio acentuado das populações. O TAMAR iniciou suas atividades apenas nas áreas remanescentes com concentração ainda significativa de desova.

Mantém-se a categoria CR, pois além da população brasileira estar isolada, a principal área de ocorrência reprodutiva atual (norte da Bahia, Sergipe e sul do Rio Grande do Norte) é bastante reduzida quando comparada à sua área de ocorrência no passado. Não há possibilidade de migração de adultos de outras regiões para o Brasil: as tartarugas marinhas são conhecidas por sua alta filopatria (*homing*) – capacidade das fêmeas de voltarem para se reproduzir na praia onde nasceram, tornando praticamente impossivel a recolonização das praias por fêmeas oriundas de outras populações.

Distribuição Geográfica

A espécie *Eretmochelys imbricata* tem distribuição circunglobal em águas tropicais e, em menor extensão, em águas subtropicais (Mortimer & Donnelly 2007). No Brasil, as áreas de desova distribuem-se desde o Espírito Santo ao Ceará, porém desovas regulares com maior concentração (definindo áreas prioritárias) encontram-se apenas no litoral norte do Estado da Bahia e Sergipe, e no litoral sul do Rio Grande do Norte (Marcovaldi *et al.* 2007). Há ainda outras áreas com menor concentração de desovas, mas que devem ser ressaltadas: Paraíba (Mascarenhas *et al.* 2004), Ceará (Lima 2002) e Espírito Santo (Marcovaldi *et al.* 2007). Há evidências de desovas regulares, mas também em menor número, no estado de Pernambuco (Moura *et al.* 2009) e no norte do Rio Grande do Norte (Marlova Itini *com. pessoal*).

Juvenis distribuem-se em todo o litoral Norte-Nordeste do Brasil e, com menor freqüência, no Sul-Sudeste, sendo as principais áreas de alimentação conhecidas no Brasil o Arquipélago Fernando de Noronha-PE (Sanches & Bellini 1999) e o Atol das Rocas-RN (Marcovaldi *et al.* 1998), havendo também registros para a Ilha de Trindade-ES (TAMAR 2009), Abrolhos-BA, arquipélagos de São Pedro e São Paulo e a Ilha do Arvoredo-SC (Reisser *et al.* 2008). Há evidências de que o banco dos Abrolhos-BA seja uma importante área de alimentação (Pedrosa & Verissimo 2006) para este táxon.

Registros de encalhes de tartarugas-de-pente e capturas incidentais pela pesca na costa indicam a presença de indivíduos juvenis e adultos (TAMAR 2009). Estudos de telemetria indicam migrações de fêmeas adultas próximas à costa do estado da Bahia, entre Salvador e Abrolhos, e entre Salvador e áreas de alimentação no estado do Ceará (Marcovaldi *et al.* 2009a) (Figura 1).

População

Para tartarugas marinhas, o número de ninhos é usualmente adotado como índice de abundancia populacional (Meylan 1995).

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior à implantação do Projeto TAMAR/ICMBio nas áreas principais de desova em 1982. O levantamento

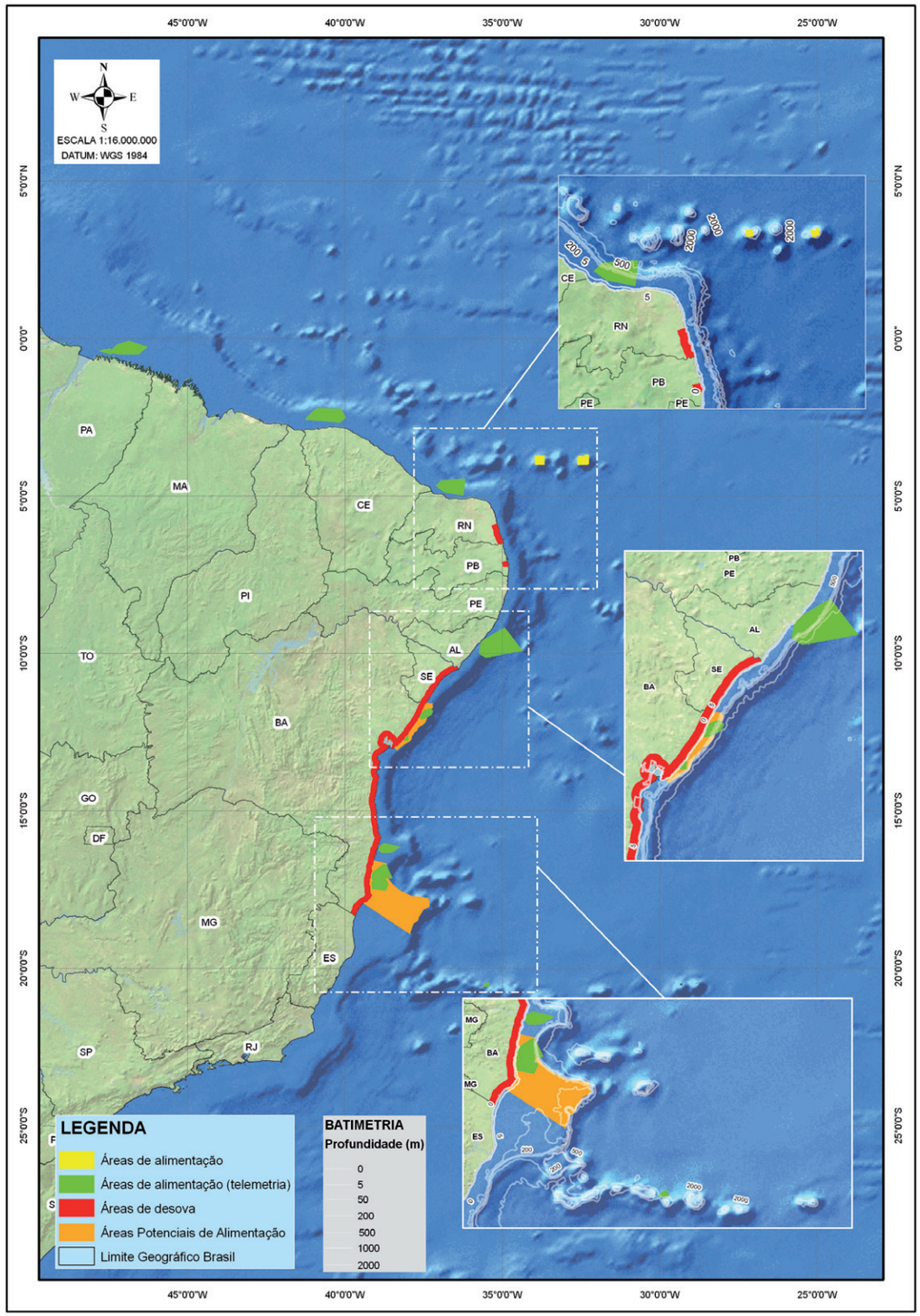


Figura 1 – Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

inicial realizado através de entrevistas com os pescadores ao longo do litoral entre os anos de 1980 e 1982 constatou um histórico muito longo de exploração/uso direto. O depoimento mais freqüente descrevia um número de tartarugas muito maior, coleta de praticamente todos os ovos e matança de quase todas as fêmeas (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Relatos em algumas comunidades litorâneas nos primeiros anos de atuação do Projeto TAMAR/ICMBio indicavam que muitos moradores jamais tinham visto um filhote de tartaruga marinha (Marcovaldi & Albuquerque 1983).

No norte da Bahia e Sergipe e em Pipa (Rio Grande do Norte), esta espécie apresentou em 2005-2006 um número estimado de desovas entre 1.530 e 1.820 ninhos, sendo cerca de 80% no norte da Bahia e em Sergipe (Marcovaldi *et al.* 2007). É uma espécie que apresenta maturação tardia e ciclo de vida longo. Normalmente apresenta alta fecundidade, com média de 120 a 130 ovos por ninho, e várias ninhadas por estação reprodutiva (Horrocks & Scott 1991). Porém, como ocorre com todas as espécies de tartarugas marinhas, a mortalidade de filhotes e juvenis é alta, sendo que de cada 1.000 ovos aproximadamente, menos de um filhote sobrevive até a fase adulta (Frazer 1986).

Devido a características bioecológicas das tartarugas marinhas, tais como ciclo de vida longo e complexo, maturação tardia estimada entre 25 e 35 anos (Chaloupka & Limpus 1997) – tempo geracional estimado entre 35 e 45 anos - comportamento altamente migratório com utilização de uma grande área geográfica (o que inclui normalmente mais de um país) e múltiplos habitats (Bjorndal 1997), somente uma série histórica de dados de no mínimo 20 a 25 anos pode fornecer uma indicação confiável de tendência populacional para as tartarugas marinhas (Chaloupka *et al.* 2008).

Estudos com DNA mitocondrial (DNAmt) mostraram que as diversas populações de locais de desova podem ser distinguidas por diferentes haplótipos. Em áreas de alimentação há uma mistura de haplótipos, indicando que tartarugas de diferentes estoques genéticos (áreas de desova) coexistem em áreas de alimentação e em outras áreas distantes das de desova (Bass 1999, Lara-Ruiz *et al.* 2006).

A população que desova no litoral da Bahia é significativamente distinta das demais populações de tartarugas de pente existentes no mundo (Lara Ruiz *et al.* 2006). Recente trabalho realizado pelo Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas da IUCN define a população do Brasil como uma Unidade de Manejo independente e caracterizada como máxima prioridade de conservação (Wallace *et al.* 2010).

Um estudo realizado no litoral norte da Bahia (n=119 indivíduos) mostrou que 44% do total das tartarugas analisadas são híbridas, sendo 42% entre *E. imbricata* e *C. caretta* e 2% entre *E. imbricata* e *L. olivacea* (Lara Ruiz *et al.* 2006).

A ocorrência de hibridização interespecífica pode acarretar sérias conseqüências para as espécies envolvidas e é de suma importância para sua conservação (Lara-Ruiz *et al.* 2006).

As áreas de alimentação conhecidas de Fernando de Noronha e Atol das Rocas são compostas por juvenis e subadultos pertencentes a estoques múltiplos, com contribuição, por exemplo, de Guinea Bissau, Cuba, Barbados e Brasil (Sanches & Bellini 1999, Mortimer & Donnelley 2007, Lara-Ruiz *com. pess.*).

Corroborando com os resultados dos estudos genéticos, os dados de marcação realizados no Brasil mostram migrações de longa distância através de dois indivíduos subadultos marcados em Fernando de Noronha e no Atol das Rocas, recapturados no Gabão e no Senegal (África), respectivamente (Bellini *et al.* 2000, Grossman *et al.* 2007).

O Grupo de Especialistas de Tartarugas Marinhas (MTSG) da UICN, baseado em resultados de genética molecular, áreas de reprodução, resultados de marcação e recaptura, satélite telemetria, bem como aspectos da historia natural e biogeografia, definiu Unidades de Manejo Regional para *E.imbricata* (Wallace *et al.* 2010). Segundo Wallace 2010, Unidades de Manejo Regionais referem-se às áreas ocupadas por populações funcionalmente independentes, possuidoras de processos demográficos distintos. O Brasil (praias, plataforma costeira e Zona Econômica Exclusiva) pertence à unidade de manejo do Atlântico Sudoeste.

Outras Informações Ecológicas

A determinação sexual nas tartarugas marinhas, inclusive para a espécie *E. imbricata*, depende da temperatura na qual os ovos são incubados – temperaturas mais altas produzem fêmeas e mais baixas, machos (Marcovaldi *et al.* 1997). Para *E. imbricata* as desovas incubadas nas praias do norte da Bahia produzem mais de 90% de filhotes fêmeas (Godfrey *et al.* 1999).

Como as demais espécies de tartarugas marinhas, *E. imbricata* apresenta maturação tardia e ciclo de vida longo, podendo demorar de 25 a 35 anos para atingir a maturidade sexual (Chaloupka & Limpus 1997, Meylan & Donnelly 1999).

Fêmeas desovando no norte da Bahia entre 1990-1991 e 1996-1997 apresentaram comprimento curvilíneo da carapaça em média de 97,4 cm (Marcovaldi *et al.* 1999). No norte da Bahia e em Sergipe, a temporada de reprodução ocorre principalmente entre novembro e março, com 80% das desovas de dezembro a fevereiro. Em Pipa, Rio Grande do Norte, a temporada de reprodução ocorre principalmente entre novembro e abril, com 80% das desovas de janeiro a março. No norte da Bahia, as fêmeas depositam em média a cada postura 136,4 ovos (Marcovaldi *et al.* 1999).

Seus hábitos de desova são noturnos, porém eventualmente podem ocorrer desovas no período diurno. Juvenis e adultos alimentam-se principalmente em locais com substratos duros, como recifes, sendo suas presas: crustáceos, moluscos, briozoários, celenterados, ouriços, esponjas e algas (Sanches & Bellini 1999). No Arquipélago Fernando de Noronha, são encontradas normalmente em profundidades rasas, até cerca de 40 m (Sanches & Bellini 1999).

Ameaças

A captura incidental em atividades de pesca costeira (principalmente redes de emalhe) (Gallo *et al.* 2006; Marcovaldi *et al.* 2009*b*) é a principal causa de mortalidade conhecida para esta espécie.

O impacto humano sobre os habitats das tartarugas marinhas é reconhecido há décadas (Lutcavage *et al.* 1997), com os esforços para mitigação concentrados no ambiente terrestre. Apesar de progressos feitos na proteção e recuperação de ecossistemas marinhos em algumas áreas, impactos antropogênicos diretos ou indiretos continuam a ocorrer (Hamann *et al.* 2010).

Os principais fatores ligados ao desenvolvimento costeiro desordenado e que causam um impacto negativo nas populações de tartarugas marinhas são: movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros); fotopoluição; tráfego de veículos; presença humana nas praias; portos, ancoradouros e molhes; ocupação da orla (hotéis e condomínios); e a exploração (produção e distribuição) de óleo e gás.

Segundo Poloczanska *et al.* (2009), as tartarugas marinhas são geralmente vistas como vulneráveis às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões. O aumento da temperatura na ordem de 2 ° C pode causar a feminização de toda uma população. Além disto, por se tratar de espécies de natureza altamente migratórias, mudanças de disponibilidade de recursos alimentares, de circulação de correntes marinhas e ventos podem comprometer seu ciclo de vida longo e complexo.

Existem diferentes formas de poluição que constituem uma ameaça para os habitats marinhos e terrestres das tartarugas marinhas que incluem som, temperatura, luz, plásticos, produtos químicos, efluentes e outros. De um modo geral, a poluição de qualquer tipo ocorrendo acima de um certo limiar, pode produzir uma área inabitável. Em níveis abaixos desse limiar, pode significativamente degradar a qualidade do habitat, a capacidade de carga e outros aspectos da função do ecossistema (Hamann *et al.* 2010).

O alto índice de ocorrência de híbridos de *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* na Bahia (Lara-Ruiz *et al.* 2006), podem significar uma ameaça. No entanto não são compreendidas as causas e implicações deste fato e seu impacto na diversidade genética, taxonomia e conservação destas espécies (Lara-Ruiz *et al.* 2006, Reis *et al.* 2010), sendo necessário um estudo a longo prazo dos possíveis efeitos desse fenômeno na viabilidade dessas populações.

Atualmente há baixos índices de coleta de ovos (menos de 2% dos ninhos a cada ano) (Banco de dados TAMAR/SITAMAR).

Ações de Conservação

A espécie é totalmente protegida por instrumentos legais nacionais (Anexo 01), que proíbem todo e qualquer tipo de uso direto além de prever medidas de proteção das áreas de desova. O táxon também faz parte do Anexo I do CITES do qual o Brasil é signatário. O país também participa da Convenção Interamericana para Conservação e Proteção das Tartarugas Marinhas (IAC).

Ao longo da costa, há Unidades de Conservação que abrangem a área de ocorrência da espécie, sendo: Parque Estadual (PE) Marinho do Parcel do Manuel Luís (MA); Reserva Biológica (REBIO) do Atol das Rocas e Área d Proteção Ambiental (APA) Estadual Bonfim-Guaraíras (RN); REBIO de Santa Isabel e APA Estadual do Litoral Sul (SE); APA de Piaçabuçu (AL); APA de Fernando de Noronha – Rocas São Pedro e São Paulo, Parque Nacional (PARNA) de Fernando de Noronha e APA Costa dos Corais (PE); PARNA Marinho dos Abrolhos, APA Rio Capivara, APA Lagoas de Guarajuba, APA Litoral Norte, APA de Mangue Seco, APA Ponta da Baleia/Abrolhos, APA da Plataforma Continental do Litoral Norte (BA); REBIO de Comboios, PE de Itaúnas e APA Municipal da Praia de Guanabara – Anchieta (ES); Estação Ecológica (ESEC) Tupinambás e Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE) de Queimada Grande e Queimada Pequena (SP); REBIO da Ilha do Arvoredo (SC).

Para a conservação da espécie, considera-se fundamental:

- Dar continuidade às atividades de educação ambiental, sensibilização pública e desenvolvimento local, incluindo geração de emprego e renda, junto às comunidades costeiras onde a espécie ocorre;
- Manter o monitoramento das áreas de desova, garantindo a proteção dos ninhos in situ, filhotes e fêmeas;
- Manter e incrementar as atividades de pesquisa a longo prazo para avaliar as tendências das populações (crescimento, estabilidade, diminuição);
- Identificar as áreas de alimentação e implementar ações de conservação, manejo e pesquisa de longa duração;
- Desenvolver e implementar tecnologia para minimizar impactos antropogênicos;
- Dar continuidade ao "Programa Interação Tartarugas e Pesca" para redução das capturas incidentais, com ênfase em:
  - Estimular a gestão participativa nas comunidades pesqueiras para busca de soluções e alternativas e de ordenamento;
  - Realizar levantamento sobre a interação com as pescarias costeiras;
- Manter e incrementar a marcação de adultos e juvenis, para determinação das áreas de uso e deslocamento e biologia reprodutiva;
- Dar continuidade aos estudos genéticos para determinação das populações (áreas de alimentação e desova);
- Fomentar a criação, implantação e gestão de Unidades de Conservação litorâneas e marinhas;
- Desenvolver e implementar medidas mitigadoras e compensatórias, nas três esferas de licenciamento, para os empreendimentos desenvolvidos na área de ocorrência do táxon;

Referências Bibliográficas

Bass, A.L. 1999. Genetic analysis to elucidate the natural history and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricate*) in the Wider Caribbean: a review and re-analysis. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(2): 195-199.

Bellini, C.; Sanches, T. M. & Formia, A. 2000. Hawksbill turtle tagged in Brazil captured in Gabon, Africa. **Marine Turtle Newsletter**, 87: 11-12.

Bjordal, K.A. 1999. Conservation of hawksbill sea turtles: perceptions and realities. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(2), 174-176.

Chaloupka, M. Bjorndal, K.A.; Balazs, G.H.;Bolten, A.B.; Bolten, Ehrhart, L.M.; Limpus, C.J.; Suganuma; H.; Troëng, S. & Yamaguchi, M. 2008. Encouraging outlook for recovery of a once severely exploited marine megaherbivore. **Global Ecology and Biogeography**, 17: 297-304.

Chaloupka, M. & Limpus, C. 1997. Robust statistical modelling of hawksbill sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef). **Marine Ecology Progress Series**, 146: 1-8.

Frazer, N. B. 1986. Survival from Egg to Adulthood in a Declining Population of Loggerhead Turtles, *Caretta caretta*. **Herpetologica**, 42(1): 47-55.

Gallo, B. M. G.; Macedo, S.; Giffoni, B. B.; Becker, J. H. & Barata, P. C. R. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**, 5(1): 93–101.

Godfrey, M. H.; D' Amato, A.F.; Marcovaldi, M. A. & Mrosovsky, N. 1999. Pivotal temperature and predicted sex ratios for hatchling hawksbill turtles from Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, 77: 1465-1473.

Grossman, A.; Bellini, C.; Fallabrino, A.; Formia, A.; Mba, J. N. & Obama, C. 2007. Second TAMAR-tagged hawksbill recaptured in Corisco Bay, West Africa. **Marine Turtles Newsletter**, 116, (26). Disponível em <http://www.seaturtle.org/mtn/archives/mtn116/mtn116p26.shtml >

Hamann, M.; Godfrey, M. H.; Seminoff, J. A.; Arthur, K.; Barata, P.C. R.; Bjorndal, K. A.; Bolten, A. B.; Broderick, A. C.; Campbell, L. M.; Carreras, C.; Casale, P.; Chaloupka, M.; Chan, S. K. F.; Coyne, M. S.; Crowder, L. B.; Diez, C. E.; Dutton, P. H.; Epperly, S. P.; Fitzsimmons, N. N.; Formia, A.; Girondot, M.; Hays, G. C.; Ijiunn, C.; Kaska, Y.; Lewison, R.; Mortimer, J. A.; Nichols, W. J.; Reina, R. D.; Shanker, K.; Spotila, J. R.; Tomás, J.; Wallace, B. P.; Work, T. M.; Zbinden, J. & Godley, B. J. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, 11: 245-269.

Horrocks, J. A & Scott, N. Mc A. 1991. Nest site location and nest success in the hawksbill turtle Eretmochelys imbricata in Barbados, West Indies. **Marine Ecology Progress Series**, 69: 1–8.

IUCN. 2001. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1. IUCN Species Survival Commission**. IUCN, 30p.

Lara-Ruiz, P.; Lopez, G. G.; Santos, F. R. & Soares, L. S. 2006. Extensive hybridization in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. **Conservation Genetics**, 7: 773-781.

Lima, E. H. S. M. 2002. Alguns dados sobre desovas de tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) no litoral leste do Ceará, p.426. *In*: **Resumos do XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia**. UNIVALI, 2002.

Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. & Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival, p. 387-409. In: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Marcovaldi, G. G. Dei & Albuquerque, J. C. B. 1983. **Trabalhos de proteção a desova, avaliação quali-quantitativa e marcação nas praias de Pirambu (SE), Forte (BA), Comboios (ES) e Ilha da Trindade** – Relatório Parcial de 17/01/83 a 19/01/83.

Marcovaldi, M. A.; Lopez, G. G.; Soares, L. S.; Santos, A. J. B.; Bellini, C. & Barata, P. C. R. 2007. Fifteen years of Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) Nesting in Northern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, 6(2): 223-228.

Marcovaldi, M. A.; Baptistotte, C.; Castilhos, J.C. de; Gallo, B.M.G.; Lima, E.H.S.M.; Sanches, T.M. & Vieitas, C.F. 1998. Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. **Marine Turtle Newsletter**, 80: 5-7.

Marcovaldi, M. A.; Godfrey, M. H. & Mrosovsky, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. **Canadian Journal Zoology**, 75: 755-770.

Marcovaldi, M. A.; Lopez, G. G.; Soares, Lima E.H.S.M.; Barata, P. C. R, Bruno S.C..; Almeida A.P. 2009a. In press. Satellite telemetry studies highlight an important feeding ground for loggerheads and hawksbills in northern Brazil. *In*: **Proceedings of the XXIX Annual Symposium On Sea Turtle Conservation and Biology**. NOAA.

Marcovaldi, M. A.; Giffoni, B. B.; Becker, H. & Fiedler, F. N. 2009b. Sea Turtle Interactions in Coastal Net Fisheries in Brazil, p. 28. *In*: **Proceedings of the Technical Workshop on Mitigating Sea Turtle Bycatch in Coastal Net Fisheries**. Regional Fishery Management Council, IUCN.

Marcovaldi, M. A. & Marcovaldi, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. **Biological Conservation**, 91: 35-41.

Marcovaldi, M. A.; Vieitas C.F; Godfrey M. H. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, 3 (2): 301-307.

Mascarenhas, R., Santos, R.G.; Santos, A.S.; Zeppelini, D. 2004. Nesting of hawksbill turtles in Paraiba-Brazil: avoiding light pollution effects. **Marine Turtle Newsletter**, 104: 1-3.

Meylan, A.B. 1995. Estimating population size in sea turtles, p. 135-138. *In*: Bjorndal, K.A. (Ed.). **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Meylan, A. B. & Donnely, M. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(2): 200-224, 1999.

Mortimer, J. A. & Donnelly, M. 2007. IUCN Red List status assessment, hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*). **Marine Turtle Specialist Group**.

Moura, C.C. De M.; Fonseca, D.S; Guimarães, E. Da S.; Moura, G.J.B. de. 2009. Aspectos ecológicos e reprodutivos de *Eretmochelys imbricata* durante a temporada 2007/2008 nas praias de Ipojuca (PE, Brasil). *In*: **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**. SEB.

Pedrosa, L.W. & Verissimo, L. **Redução das Capturas Incidentais de Tartarugas Marinhas no Banco dos Abrolhos**. Relatório Final de Atividades – Parceria CBC/CI-Brasil –FY04, 2006. 233 p.

Peres, M.B.; Dias, B.F.S. & Vercillo, U.E. 2011. Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a lista de espécies ameaçadas: O que significa? Qual sua importância? Como fazer? **Biodiversidade Brasileira**, 1:45-48.

Poloczanska, E.S.; Limpus, C.J. & Hays, G.C. 2009. Vulnerability of marine turtles to climate change. **Advances in Marine Biology**, 56: 151-211.

Reis, E. C.; Soares, L. S.; Vargas, S. M.; Santos, F. R.; Young, R. J.; Bjorndal, K. A.; Bolten, A. B. & Lôbo-Hadju, G. 2010. Genetic composition, population structure and phylogeography of loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. **Conservation Genetics**, 11: 1467–1477.

Reisser, J.; Proietti, M.; Kinas, P.; Sazima, I. 2008. Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. **Endangered Species Research**, 5(1): 73-82.

Sanches, T.M. & Bellini, C. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, 3(2): 308-311, 1999.

TAMAR, 2009. **Banco de Dados TAMAR/SITAMAR**. Contato: Alexsandro Santos (alex@tamar.org.br).

Wallace, B.P.; Dimatteo, A.D.; Hurley, B.J.; Finkbeiner, E.M.; Bolten, A.B.; Chaloupka, M.Y.; Hutchinson, B.J.; Abreu-Grobois, F.A.; Amorocho, D.; Bjorndal, K.A.; Bourjea, J.; Bowen, B.W.; Dueñas, R.B.; Casale, P.; Choydhury, B.C.; Costa, A.; Dutton, P.H.; Fallabrino, A.; Girard, A.; Girondont, M.; Godfrey, M.H.; Hamann, M.; López-Mendilaharsu, M.; Marcovaldi, M.A.; Mortimer, J.A.; Musick, J.A.; Nel, R.; Pilcher, N.J.; Seminoff, J.A.; Troëng, S.; Witherington, B. & Mast, R.B. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. **PLoS ONE**, 5(12): 1-11. 2010

Ficha Técnica

Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil.

Maria Ângela Marcovaldi; Gustave G. Lopez; Luciano S. Soares; Armando J.B. Santos; Claudio Bellini; Alexsandro Santana dos Santos & Milagros Lopez

Biodiversidade Brasileira, 2011, 1(1): 26-34.

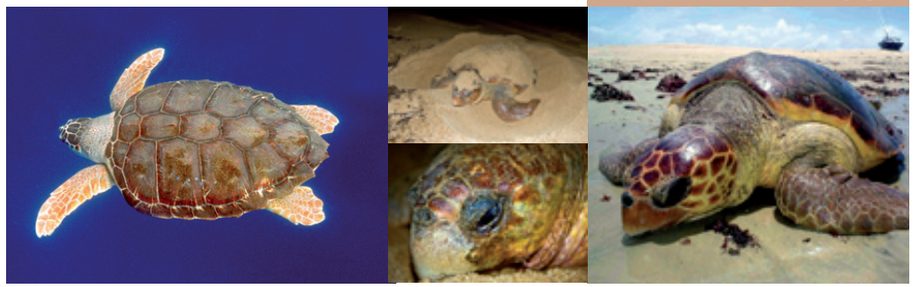
Número temático: **Avaliação do Estado de Conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil**

Participantes da oficina de avaliação dos dados:

- Alexsandro Santana dos Santos – Fundação Protamar
- Amely Branquinho Martins – CPB/ICMBio
- Antônio de Pádua Almeida – TAMAR/ICMbio
- Armando Barsante – Fundação Protamar
- Danielle Monteiro – NEMA
- Gustavo D. Stahelin – Fundação Protamar
- Jaqueline Comin de Castilhos – Fundação Protamar
- Luciano Soares – Fundação Protamar
- Maria Ângela Marcovaldi – TAMAR/ICMBio
- Monica Brick Peres – COABIO/ICMBio
- Paulo Barata – Pesquisador – FIOCRUZ
- Yeda Bataus – RAN/ICMBio

Local e data da oficina: Praia do Forte, BA, em 22 de setembro de 2009.

Fotos: TAMAR/ICMBio – Mapa: Rodrigo Ranulpho – Diagramação: Denys Márcio de Sousa



Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha

Caretta caretta Linnaeus, 1758 no Brasil

Alexsandro Santana dos Santos[1], Luciano Soares e Soares[1], Maria Ângela Marcovaldi[2], Danielle da Silveira Monteiro[3], Bruno Giffoni[1] & Antônio de Pádua Almeida[4]

Apresentação e Justificativa de Categorização

O estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 (Cheloniidae) no Brasil foi avaliado de acordo com os critérios da IUCN (2001), com base nos dados disponíveis até 2009. Síntese do processo de avaliação pode ser encontrada em Peres *et al.*, neste número. A categoria proposta para o táxon é "Em perigo (EN)" segundo o critério A2abcd, ou seja, ameaçado, de acordo com informações sobre redução da população.

A espécie *Caretta caretta* apresenta distribuição circunglobal. No Brasil, as áreas prioritárias de desova estão localizadas no norte da Bahia, Espírito Santo, norte do Rio de Janeiro e Sergipe. Ocorrências de indivíduos em diferentes estágios de vida também são registradas na costa de diversos estados do Brasil entre o Pará e o Rio Grande do Sul, em águas costeiras ou oceânicas.

A espécie apresenta ciclo de vida longo com maturação sexual entre 25 e 35 anos. O tempo geracional utilizado nesta avaliação é de 100 anos. Este táxon é altamente migratório. As fêmeas migram das áreas de alimentação e descanso para as áreas de reprodução, em deslocamentos que podem chegar a mais de 1500 km. São carnívoros durante todo o ciclo de vida.

As principais ameaças para *C. caretta* no passado foram a coleta de ovos e o abate de fêmeas, o que não acontece mais nas áreas prioritárias de reprodução. Desde a implantação do Projeto TAMAR/ICMBio em 1982, que promoveu esta proteção, o desenvolvimento e a ocupação desordenada da zona costeira e a pesca artesanal e industrial aumentaram vertiginosamente – principalmente nos últimos 10-15 anos. As tartarugas marinhas são capturadas incidentalmente em praticamente todas as pescarias no Brasil.

Não existem dados quantitativos consistentes sobre a abundância deste táxon para o período anterior ao levantamento realizado pelo TAMAR entre 1980-82, quando foi registrada a interrupção do ciclo de vida desses animais em várias áreas visitadas, devido a um longo histórico de coleta de praticamente todos os ovos e abate de quase todas as fêmeas. Historicamente, a abundância destas populações era enorme. A falta de perspectiva adequada para quantificação ou o uso de uma linha imaginária de dados iniciais de abundância para o

Estado de Conservação

Ameaçada (EN) A2abcd

Filo: Chordata

Classe: Reptilia

Ordem: Testudines

Família: Cheloniidae

Nome popular

Tartaruga-cabeçuda, careba-dura, careba-amarela, tartaruga-amarela, tartaruga-mestiça, tartaruga-avó, avó-de-aruanã (português); loggerhead turtle (inglês) tortuga cabezona, caguama, tortuga boba (espanhol); tortue caouanne (francês)

Afiliação

[1] Fundação Protamar – Rua Rubens Guelli, 134 – sl. 307 – Ed. Empresarial Itaigara – CEP 41815-135 – Salvador/BA

[2] Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas – TAMAR/ICMBio – Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho – CEP 41950-970 – Salvador/BA

[3] NEMA – R. Maria Araujo, 450 – CEP 96270-480, Cassino – Rio Grande/RS

[4] Reserva Biológica de Comboios/ICMBio, Rodovia ES 440, Km 47 – Regência – Linhares/ES

alex@tamar.org.br

Submetido em: 24 / 02 / 2010
Versão reformulada enviada em: 10 / 01 / 2011
Aceito em: 27 / 01 / 2011

estudo de tendência populacional podem levar a uma interpretação errônea. A (*shifting baseline syndrome*) síndrome da mudança de referencial, conhecida como o uso de dados de tamanho da população que correspondem ao início das atividades dos pesquisadores e não da sua real abundância no passado, pode levar a subestimativa da perda populacional (Bjorndal 1999). Considera-se que o índice de abundância populacional mais adequado para as tartarugas-marinhas seja o número de ninhos em cada temporada. Desta forma, o aumento no número de ninhos observado nos últimos anos representa um indício de aumento no tamanho populacional. No entanto, apesar de promissora, acredita-se que essa recuperação é insignificante em relação ao tamanho populacional no passado.

Adicionalmente, a estratégia de vida das tartarugas marinhas, com características como a maturação tardia e ciclo de vida longo, tornam a recuperação muito lenta. É possível que os números de desovas observados até o presente não se mantenham no futuro, devido à ação das atuais ameaças sobre o estoque de juvenis a serem recrutados para a população reprodutiva. Além disso, os estudos de tendência populacional não cobrem ainda um período geracional para este táxon (estimado em no mínimo 46 anos). Portanto, a recuperação do número de adultos ou do tamanho populacional observado só poderá ser considerada consistente quando a série histórica de dados for mais longa, incluindo várias décadas.

As informações coletadas no levantamento inicial do TAMAR sugerem um potencial de áreas de desova e de abundância nas áreas remanescentes maior do que a encontrada, indicando desaparecimento de desovas em várias destas áreas e, nas remanescentes, o declínio acentuado das populações. O TAMAR iniciou suas atividades apenas nas áreas remanescentes com concentração ainda significativa de desova.

Mantém-se a categoria EN, pois além da população brasileira estar isolada, a principal área de ocorrência reprodutiva atual foi muito reduzida quando comparada à área no passado. A morte de indivíduos subadultos e adultos na região sul do Brasil e norte do Uruguai – inclusive de fêmeas marcadas em praias de desova brasileira – devido à pesca de arrasto de fundo também contribui para esta categorização. Não há possibilidade de migração de adultos de outras regiões para o Brasil: as tartarugas marinhas são conhecidas por sua alta filopatria (*homing*) – i.e. a capacidade das fêmeas de voltarem para se reproduzir na praia onde nasceram, tornando praticamente impossível a recolonização das praias por fêmeas oriundas de outras populações.

Distribuição Geográfica

A espécie *Caretta caretta* apresenta distribuição circunglobal (Dodd 1988). No Brasil, as áreas prioritárias de desova estão localizadas no norte da Bahia, Espírito Santo, norte do Rio de Janeiro e Sergipe e áreas secundárias ocorrem em alguns pontos dos litorais do Espírito Santo e sul da Bahia (Marcovaldi & Marcovaldi 1999 Marcovaldi & Chaloupka 2007, Figura 1). Desovas ocasionais foram registradas em Parati – RJ (Campos *et al.* 2004), litoral norte de São Paulo (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR), Pontal do Peba – AL, litoral do Ceará, Pipa – RN (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR), Santa Catarina (Soto *et al.* 1997) e Rio Grande do Sul (Nakashima *et al.* 2004).

Ocorrências de indivíduos em diferentes estágios de vida são registradas na costa de diversos estados do Brasil entre o Pará e o Rio Grande do Sul, em áreas costeiras ou oceânicas, o que é conhecido através da interação destes animais com a atividade pesqueira, encalhes ou estudos telemétricos (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, Pinedo *et al.* 1998, Sales *et al.* 2008, Reis *et al.* 2009a). Encalhes de *C. caretta* são relativamente raros com exceção do sul do Brasil (Marcovaldi & Chaloupka 2007), onde a maioria dos encalhes (cerca de 75%) é de indivíduos juvenis/subadultos com comprimento curvilíneo médio da carapaça de 74,3 cm (Monteiro 2004), o que sugere que o sul do Brasil pode ser uma importante área de alimentação para juvenis/subadultos de *C. caretta* (Marcovaldi & Chaloupka 2007). Existem registros de encalhes em praias do Uruguai e do Rio Grande do Sul de fêmeas marcadas na Bahia (Laporta & Lopez 2003) e no Espírito Santo (Almeida *et al.* 2000).

O monitoramento de oito fêmeas através de transmissores por satélite, durante a temporada 2000/2001, no litoral do Espírito Santo, mostrou que estes animais migraram em direção ao sul e nordeste do Brasil ao longo da plataforma continental (Marcovaldi *et al.* 2009, Lemke *et al.* 2006). Os resultados obtidos em outro estudo de telemetria por satélite com 10 fêmeas durante a temporada reprodutiva 2005/2006, no norte da Bahia, revelaram a existência de um corredor migratório ao longo de toda a costa Nordeste do Brasil, e áreas de alimentação e descanso na costa Norte, especialmente no Ceará (Marcovaldi *et al.* 2009, Marcovaldi *et al.* 2010).

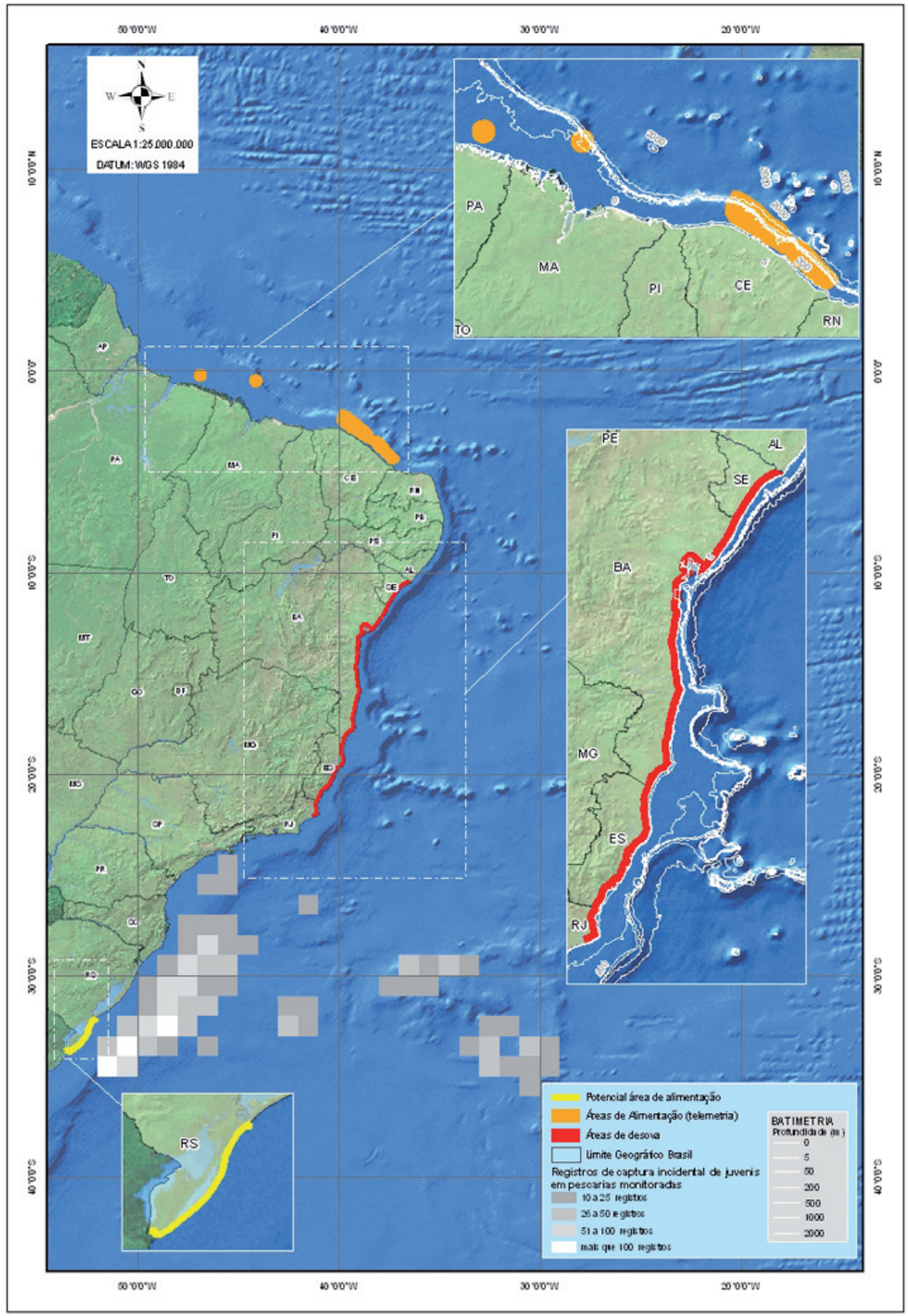


Figura 1 – Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1785 no Brasil. Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

População

Para tartarugas marinhas, o número de ninhos é usualmente adotado como índice de abundância populacional (Meylan 1995).

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância deste táxon para o período anterior à implantação do Projeto TAMAR/ICMBio nas áreas principais de desova, em 1982. O levantamento inicial realizado através de entrevistas com os pescadores ao longo do litoral entre os anos de 1980 e 1982 constatou um histórico muito longo de exploração/uso direto. O depoimento mais freqüente descrevia um número de tartarugas muito maior anteriormente, coleta de praticamente todos os ovos e matança de quase todas as fêmeas (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Relatos em algumas comunidades litorâneas nos primeiros anos de atuação do Projeto TAMAR-ICMBio indicavam que muitos moradores jamais tinham visto um filhote de tartaruga marinha (Marcovaldi & Albuquerque 1983). Atualmente são baixos os índices de coleta de ovos (menos de 2% dos ninhos a cada ano) (Banco de dados TAMAR/SITAMAR).

Caretta caretta é a espécie de tartaruga marinha com maior ocorrência de desovas nas praias continentais brasileiras (Marcovaldi & Chaloupka 2007). Na temporada reprodutiva 2008/2009 foram registrados no Brasil cerca de 6.800 ninhos (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR) distribuídos em 639 km de praias. Para os estados da Bahia e Espírito Santo, onde ocorrem mais de 75% das desovas de *C. caretta* no Brasil, observa-se um aumento no número de ninhos desde 1988, com taxa de 6,4% ao ano para a Bahia e de 1,9% para o Espírito Santo (Marcovaldi & Chaloupka 2007). Entretanto, há elevada captura incidental na pescaria de espinhel pelágico de indivíduos juvenis (Sales *et al.* 2008, Monteiro 2008), principalmente no talude da região sul e Elevação do Rio Grande.

Devido a características bioecológicas das tartarugas marinhas, tais como ciclo de vida longo e complexo, maturação tardia estimada entre 25 e 35 anos (Chaloupka & Musick 1997), comportamento altamente migratório com utilização de uma grande área geográfica (o que inclui normalmente mais de um país) e múltiplos habitats (Bjorndal 1997), somente uma série histórica de dados de no mínimo 20 a 25 anos pode fornecer uma indicação confiável de tendência populacional para as tartarugas marinhas (Chaloupka *et al.* 2008).

As fêmeas migram das áreas de alimentação e descanso para as áreas de reprodução, em deslocamentos que, confirmados por telemetria por satélite, podem chegar a mais de 1500 km (Marcovaldi *et al.* 2010). O filhote, após deixar a praia ao nascer, atinge o ambiente oceânico e raramente é visto novamente até um estágio de tamanho juvenil (Bolten 2003). Os juvenis podem compartilhar algumas áreas utilizadas pelos adultos (Kopitsky *et al.* 2000) até a maturidade sexual ser atingida (Musick & Limpus 1997). Como as demais espécies de tartarugas marinhas, as fêmeas de *C. caretta* possuem alta filopatria, ou seja, voltam, quando adultas, para desovar na praia em que nasceram, o que torna extremamente improvável o recrutamento de outras populações para ocupar o nicho deixado por uma população extinta.

Em um estudo genético com 125 indivíduos juvenis, 59,5% pertenciam à população brasileira e os demais a outras populações (Marcovaldi & Chaloupka 2007, Reis *et al.* 2009b). Estudos recentes de genética, baseados em DNA mitocondrial, mostram que a população brasileira é distinta das demais populações conhecidas no mundo, e se divide em duas sub-populações: nordeste (praias da Bahia e Sergipe) e sudeste (praias do Rio de Janeiro e Espírito Santo). Há ocorrência de alto índice de hibridismo para o táxon com *Lepidochelys olivacea* em Sergipe (Reis *et al.* 2009b) e com *Eretmochelys imbricata* (Lara-Ruiz *et al.* 2006) na Bahia. Soares (2005) e Reis *et al.* (2009a), ao analisarem imaturos capturados incidentalmente na pescaria com espinhel pelágico em alto mar, identificaram indivíduos de diferentes populações, incluindo Brasil, Atlântico Norte, Mediterrâneo e Oceano Indo- Pacífico.

O Grupo de Especialistas de Tartarugas Marinhas (MTSG) da UICN, com base em resultados de genética molecular, áreas de reprodução, resultados de marcação e recaptura, satélite telemetria, bem como aspectos da história natural e biogeografia, definiu um conjunto de Unidades de Manejo Regional para *C. caretta*. Unidades de Manejo Regionais referem-se às áreas ocupadas por populações funcionalmente independentes, com processos demográficos distintos (Wallace 2010). O Brasil (incluindo praias, plataforma costeira e Zona Econômica Exclusiva) pertence à unidade de manejo do Atlântico Sudoeste.

Outras Informações Ecológicas

A determinação sexual nas tartarugas marinhas, inclusive nas *C. caretta*, depende da temperatura na qual os ovos são incubados – temperaturas mais altas produzem fêmeas e mais baixas, machos (Marcovaldi

et al. 1997). Para *C. caretta* as praias de desova localizadas no estado do Espírito Santo apresentam uma proporção de filhotes machos (entre 29,5 a 46,5% dos filhotes nascidos) maior do que nos estados da Bahia e Sergipe, que produzem quase que exclusivamente fêmeas (89,3 a 100 %) (Marcovaldi *et al.* 1997). Este estudo ainda não foi aplicado às praias do estado do Rio de Janeiro, porém dados de tempo de incubação (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR) apontam para um tempo médio semelhante ao do estado do Espírito Santo, sugerindo possivelmente proporção de machos semelhante.

No Brasil, a estação reprodutiva estende-se do final de agosto ao final de fevereiro, com pico das desovas entre outubro e dezembro (Marcovaldi & Laurent 1996). Para algumas populações deste táxon conhecidas em outros países, as fêmeas desovam em intervalos de um a nove anos (Dodd 1988), com média de dois anos e meio a três anos (Schroeder *et al.* 2003) e realizam de uma a sete desovas em uma mesma estação reprodutiva (Bjorndal 1997). Este tipo de dados não são ainda conhecidos para o Brasil.

Áreas de alimentação para *C. caretta* imaturas e adultas na fase nerítica são essencialmente a plataforma continental (Hopkins-Murphy *et al.* 2003). Shoop & Kenney (1992) observaram que indivíduos de *C. caretta* tendem a permanecer em profundidades menores de 200 m, sendo observadas geralmente em profundidades inferiores a 60 m. Esta espécie apresenta uma dieta carnívora durante toda a sua vida (Bjorndal 1997). Nos estágios iniciais e de juvenil são epipelágicas e habitam zonas oceânicas, se alimentando na maior parte do tempo nos cinco primeiros metros da coluna d'água, já em estágios de subadulto e adulto se tornam neríticas e se alimentam principalmente no fundo (Bolten 2003).

No Rio Grande do Sul, a dieta dos indivíduos de *C. caretta* na fase oceânica (comprimento curvo da carapaça (CCC) médio de 57 cm) foi composta principalmente por salpas, representando cerca de 70% do volume da dieta. Já os animais neríticos, com CCC médio de 70,7 cm se alimentam sobre a plataforma interna do Rio Grande do Sul, com dieta bentônica composta principalmente por crustáceos, que representaram 55% do volume da dieta. Moluscos e peixes também ocorrem na dieta, sendo os peixes provavelmente provenientes do descarte de pesca (Barros *et al.* 2009, Barros *et al.* no prelo).

Nos meses de primavera e verão são freqüentes os encalhes de *C. caretta* nas praias do Rio Grande do Sul. De 1995 a 2003 foram observados 295 indivíduos (Monteiro 2004). A partir de 2004 tem-se observado um aumento nos encalhes de *C. caretta* no litoral sul e médio do Rio Grande do Sul. Entre 2004 e 2008 foram registrados 1195 indivíduos de *C. caretta* mortos nas praias, com média de 239 animais/ano (Banco de Dados/NEMA). Os dados dos encalhes, associados às informações da dieta e de captura incidental na pesca sugerem que o Rio Grande do Sul é uma área de extrema importância para a conservação do táxon no Brasil.

A partir de análises genéticas foi observado que todos os indivíduos juvenis e subadultos analisados em estudo realizado por Caraccio *et al.* (2008) na pescaria de arrasto de parelha no estuário do Rio da Prata (n = 14) pertencem à população do Brasil.

Ameaças

O aumento da atividade pesqueira nos últimos anos é considerado a principal ameaça para a população deste táxon, atingindo diretamente a população de juvenis (Sales *et al.* 2008) e também de subadultos e adultos que se alimentam na plataforma continental do Rio Grande do Sul (Monteiro 2004). O esforço da pesca industrial tem aumentado desde 2001, tanto na quantidade de cruzeiros como no número de anzóis (Sales *et al.* 2008). Embora tenha havido capturas de *C. caretta* em todas as latitudes entre 10° N e 40° S, a maior parte das capturas se concentraram na região sul (≥20° S; Sales *et al.* 2008). Apesar de haver capturas de adultos, 95,5% dos registros correspondem a animais menores que 70 cm de comprimento de casco (N = 624; Sales *et al.* 2008). Em comparação com o Atlântico Norte, as capturas pelo espinhel pelágico no Sul/Sudeste brasileiro são consideradas mais altas (Sales *et al.* 2008). A pesca com espinhel pelágico para atuns, espadartes e cações, captura *C. caretta* na região oceânica de todo o Brasil, principalmente nas regiões sudeste e sul e em águas internacionais adjacentes (Sales *et al.* 2008). A Elevação do Rio Grande, localizada cerca de 1100 km a leste da costa do sul do Brasil, e a região do talude entre o Uruguai e Santa Catarina, locais conhecidos de elevada captura incidental de juvenis tardios e subadultos de *C. caretta* (Sales *et al.* 2008, Monteiro 2008, Giffoni *et al.* 2008) sugerem que estes são importantes habitats oceânicos de desenvolvimento para imaturos de *C. caretta* no Atlântico Sul (Marcovaldi *et al.* 2006). Capturas de *C. caretta* também ocorrem: na pescaria com espinhel de superfície (boiado) direcionada à captura de dourados, realizada principalmente no sudeste do Brasil (Leite-Jr. *et al.* 2005); em redes de emalhe de deriva (malhão) direcionada principalmente à captura de tubarões-martelo, realizada de São Paulo ao Rio Grande do Sul.

Em pescarias costeiras, é conhecida até o momento a captura incidental de *C. caretta* em currais de pesca no Ceará; em redes de emalhe para lagosta nos estados do Ceará, Sergipe e Bahia; em redes de emalhe para peixes nos estados do Ceará, Sergipe, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro; no arrasto para camarão nos estados de Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro e São Paulo e no cerco flutuante em São Paulo (Marcovaldi *et al.* 2006). No Rio Grande do Sul observa-se a captura incidental no emalhe de fundo e arrasto (Nema 2006) e no emalhe de superfície (malhão) (Monteiro *et al.* 2005), das quais a captura incidental no arrasto é provavelmente a maior ameaça para indivíduos imaturos e maduros de *C. caretta* na fase nerítica que estão se alimentando na plataforma continental (Danielle Monteiro, com. pessoal).

O impacto humano sobre os habitats das tartarugas marinhas é reconhecido há décadas (Lutcavage *et al.* 1997), com os esforços para mitigação concentrados no ambiente terrestre. Apesar de progressos feitos na proteção e recuperação de ecossistemas marinhos em algumas áreas, impactos antropogênicos diretos ou indiretos continuam a ocorrer (Hamann *et al.* 2010).

Os principais fatores ligados ao desenvolvimento costeiro desordenado e que causam um impacto negativo nas populações de tartarugas marinhas são: movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros); fotopoluição; tráfego de veículos; presença humana nas praias; portos, ancoradouros e molhes; ocupação da orla (hotéis e condomínios); e a exploração (produção e distribuição) de óleo e gás.

Segundo Poloczanska *et al*. 2009, as tartarugas marinhas são geralmente vistas como vulneráveis às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões. O aumento da temperatura na ordem de 2 ° C pode causar a feminização de toda uma população. Além disto, por se tratar de espécies de natureza altamente migratórias, mudanças de disponibilidade de recursos alimentares, de circulação de correntes marinhas e ventos podem comprometer seu ciclo de vida longo e complexo.

Existem diferentes formas de poluição que constituem uma ameaça para os habitats marinhos e terrestres das tartarugas marinhas, que incluem som, temperatura, luz, plásticos, produtos químicos, efluentes e outros. De um modo geral, a poluição de qualquer tipo, ocorrendo acima de um certo limiar, pode produzir uma área inabitável. Em níveis abaixos desse limiar, pode significativamente degradar a qualidade do habitat, a capacidade de carga e outros aspectos da função do ecossistema (Hamann *et al.* 2010).

O alto índice de ocorrência de híbridos de *Caretta caretta* com *Lepidochelys olivacea* em Sergipe (Reis *et al.* 2009b) e *Eretmochelys imbricata* na Bahia (Lara-Ruiz *et al.* 2006), podem significar uma ameaça. No entanto, não são compreendidas as causas e implicações deste fato e seu impacto na diversidade genética, taxonomia e conservação destas espécies (Lara-Ruiz *et al.* 2006, Reis *et al.* 2009b), sendo necessário um estudo ao longo prazo dos possíveis efeitos desse fenômeno na viabilidade dessas populações.

Ações de Conservação

A espécie é totalmente protegida por instrumentos legais nacionais, que proíbem todo e qualquer tipo de uso direto além de prever medidas de proteção das áreas de desova. O táxon também faz parte do Anexo I do CITES do qual o Brasil é signatário. O país também participa da Convenção Interamericana para Conservação e Proteção das Tartarugas Marinhas (IAC).

O litoral brasileiro abriga indivíduos provenientes de diferentes populações do mundo, dando dimensões globais à conservação da espécie no Brasil (Reis *et al.* 2009b).

O táxon está presente nas seguintes unidades da federação e unidades de conservação: Rio Grande do Norte (Reserva Biológica do Atol das Rocas, Área de Proteção Ambiental Estadual dos Recifes de Coral); Pernambuco (Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha); Alagoas (Área de Proteção Ambiental de Piaçabuçu, Área de Proteção Ambiental da Costa dos Corais entre o litoral Sul pernambucano e Norte alagoano); Sergipe (Reserva Biológica de Santa Isabel, Área de Proteção Ambiental Estadual do Litoral Norte e Litoral Sul); Bahia (Área de Proteção Ambiental Estadual Litoral Norte, Área de Proteção Ambiental Estadual da Plataforma Continental do Litoral Norte, Reserva Extrativista Marinha de Corumbau, Parque Nacional Marinho de Abrolhos); Espírito Santo (Reserva Biológica de Comboios/ES).

Para a conservação da espécie, considera-se fundamental:

- Dar continuidade às atividades de educação ambiental, sensibilização pública e desenvolvimento local, incluindo geração de emprego e renda, junto às comunidades costeiras onde a espécie ocorre;
- Manter o monitoramento das áreas de desova, garantindo a proteção dos ninhos *in situ*, filhotes e fêmeas;

- Manter e incrementar as atividades de pesquisa ao longo prazo para avaliar as tendências das populações (crescimento, estabilidade, diminuição);
- Identificar as áreas de alimentação e implementar ações de conservação, manejo e pesquisa de longa duração;
- Desenvolver e implementar tecnologia para minimizar impactos antropogênicos;
- Dar continuidade ao "Programa Interação Tartarugas e Pesca" para redução das capturas incidentais, com ênfase em:
  - Estimular a gestão participativa nas comunidades pesqueiras para busca de soluções e alternativas e de ordenamento;
  - Realizar levantamento sobre a interação com as pescarias costeiras;
  - Promover a revisão da legislação que obriga o uso do Dispositivo Excluidor de Tartarugas – TED
- Manter e incrementar a marcação de adultos e juvenis, para determinação das áreas de uso e deslocamento e biologia reprodutiva;
- Dar continuidade aos estudos genéticos para determinação das populações (áreas de alimentação e desova);
- Fomentar a criação, implantação e gestão de Unidades de Conservação litorâneas e marinhas;
- Desenvolver e implementar medidas mitigadoras e compensatórias, nas três esferas de licenciamento, para os empreendimentos desenvolvidos na área de ocorrência do táxon.

Referências Bibliográficas

Almeida, A. de P.; Baptistotte, C. & Schineider, J.A.P. 2000. Loggerhead turtle tagged in Brazil found in Uruguay. **Marine Turtle Newsletter**, 87: 10.

Barros, J. A.; Monteiro, D.; Estima, S.C; Secchi, E. R. & Sassi, B. 2009. Ecologia alimentar da tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) no extremo sul do Brasil, p. 117–119. *In*: **Libro de Resumenes de las IV Jornadas de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas**.

Barros, J.A.; Secchi, E.R.; Monteiro, D. & Estima, S.C. 2009. Diet of pelagic Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in southern Brazil. *In*: **Proceedings of the 29th Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology**. NOAA.

Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles, p. 199-231. *In*: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Bolten, A.B. 2003. Active swimmers – passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerhead in the Atlantic system, p. 63-78. *In*: Bolten, A.B. & Witherington, B.E. (Eds). **Loggerhead Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Campos, F.R.; Becker, J.H. & Gallo, B.M.G. 2004. Registro de ocorrência reprodutiva da tartaruga marinha *Caretta caretta* em Parati, Litoral Sul do Rio de Janeiro. *In*: **Resumos do II Simpósio Brasileiro de Oceanografia**. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo.

Caraccio, M.N.; Domingo, A.; Máequez, A.; Naro-Maciel, E.; Miller, P. & Pereira, A. 2008. Las aguas del Atlántico Sudoccidental y su importancia en el ciclo de vida de la tortuga cabezona (*Caretta Caretta*): evidencias a través del análisis del ADNmt. **Collective Volumes of Scientific Papers, ICCAT**, 62(6): 1831-1837.

Chaloupka, M.Y. & Musick, J.A. 1997. Age, growth, and population dynamics, p. 233- 276. *In*: Lutz, P.L.; Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. Raton, Fla.: CRC Press.

Chaloupka, M.; Bjorndal, K.A.; Balaz, G.H.; Bolten, A.B.; Ehrhart, L.M.; Limpus, C.J.; Suganuma, H.; Troeng, S. & Yamaguchi, M. 2008. Encouraging outlook for recovery a once severely exploited marine megaherbivore. **Global Ecology and Biogeography**, 17(2): 297-3041.

Dodd, C.K. 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). **U.S. Biological Report**, 88:14.

Giffoni, B.; Domingo, A.; Sales, G.; Fiedler, F.N. & Miller, P. 2008. Interacción de tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) con la pesca de palangre pelágico en el Atlantico Sudoccidental: una perspectiva regional para conservacion. **Collective Volumes of Scientific Papers, ICCAT**, 62(6): 1861-1870.

Hamann, M.; Godfrey, M. H.; Seminoff, J. A.; Arthur, K.; Barata, P.C. R.; Bjorndal, K. A.; Bolten, A. B.; Broderick, A. C.; Campbell, L. M.; Carreras, C.; Casale, P.; Chaloupka, M.; Chan, S. K. F.; Coyne, M. S.; Crowder, L. B.; Diez, C. E.; Dutton, P. H.; Epperly, S. P.; Fitzsimmons, N. N.; Formia, A.; Girondot, M.; Hays, G. C.; Ijiunn, C.; Kaska, Y.; Lewison, R.; Mortimer, J. A.; Nichols, W. J.; Reina, R. D.; Shanker, K.; Spotila, J. R.; Tomás, J.; Wallace, B. P.; Work, T. M.; Zbinden, J. & Godley, B. J. 2010. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**, 11: 245-269.

Hopkins-Murphy, S.R.; Owens, D.W. & Murphy, T.M. Ecology of immature loggerheads on foraging grounds and adults in internesting habitat in the eastern United States, 79-92. *In*: Bolten, A.B. & Witherington, B.E. (Eds.). **Loggerhead sea turtles**. Washington: Smithsonian Institution, 2003.

IUCN. 2001. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1.** IUCN Species Survival Commission, IUCN. 30p.

Kopitsky, K.; Pitman, R.L. & Plotkin, P. 2000. Investigations on at-sea mating and reproductive status of olive ridleys, *Lepidochelys olivacea*, captured in the eastern tropical Pacific, 291p. *In*: **Proceedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA.

Laporta, M. & Lopez, G. 2003. Loggerhead sea turtle in Brazil caught by a trawler in waters of the common Argentinian-Uruguayan fishing area. **Marine Turtle Newsletter**, 102..

Lara-Ruiz, P.; Lopez, G.G.; Santos, F.R. & Soares, L.S. 2006. Extensive hybridization in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. **Conservation Genetics**, 7: 773-781.

Leite Junior, N.O.; Stein, C.E.; Thomé, J.C.A. & Neves, T.S. 2005. Monitoramento da pesca de currico e espinhel de superfície na localidade de Itaipava/ES e sua interação com tartarugas marinhas. *In*: **Livro de Resumos da II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental**.

Lemke, D.; Frazier, J.G.; Douglas, D.C.; Thomé, J.C.A.; Almeida, A.P. & Scalfoni, J.T. 2003. Satellite telemetry of loggerheads in Brazil, 230-233. *In*: **Proceedings of the 23rd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation**. NOAA. 536p.

Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B. & Lutz, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival, p. 387-409. In: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. CRC Press.

Marcovaldi, G.G. dei & Albuquerque, J.C.B. 1983. **Trabalhos de proteção a desova, avaliação quali-quantitativa e marcação nas praias de Pirambu (SE), Forte (BA), Comboios (ES) e Ilha da Trindade – Relatorio Parcial de 17/01/83 a 19/01/83** – Projeto Tartaruga Marinha-IBDF. Relatório Técnico.

Marcovaldi, M.A.; Sales, G.; Thomé, J.C.A.; Silva, A.C.C.D.; Gallo, B. M.G.; Lima, E.H.S.M.; Lima, E.P. & Bellini, C. 2006. Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts. **Marine Turtle Newsletter**, 112:4-8.

Marcovaldi, M.A. & Chaloupka, M. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. **Endangered Species Research**, 3: 133-143.

Marcovaldi, M. A.; Godfrey, M. H. & Mrosovsky, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. **Canadian Journal Zoology**, 75: 755-770.

Marcovaldi, M.A. & Laurent, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. **Chelonian Conservation and Biology**, 2(1): 55-59.

Marcovaldi, M.A.; Lopez, G.G.; Soares, L.S.; Lima, E.H.S.M.; Thomé, J.C.A. & Almeida, A.P. 2009. Movimentos migratórios da tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta*, monitorados através de telemetria por satélite. *In*: **Resumos do IV Congresso Brasileiro de Herpetologia**. SBH/UnB.

Marcovaldi, M.A.; Lopez, G.G.; Soares, L.S.; Lima, E.H.S.M.; Thomé, J.C.A. & Almeida, A.P. 2010. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in Northeastern Brazil. **Endangered Species Research**, 12: 263-272.

Marcovaldi, M. A. & Marcovaldi, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. **Biological Conservation**, 91: 35-41.

Meylan, A.B. 1995. Estimating population size in sea turtles, p. 135-138. In: Bjorndal, K.A. (Ed.). **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Smithsonian Institution Press.

Monteiro, D.S. 2008. **Fatores Determinantes da Captura Incidental de Aves e Tartarugas Marinhas e da Interação com Orcas/Falsas-Orcas, na Pescaria com Espinhel Pelágico no Sudeste-sul do Brasil**. Dissertação (Mestrado em Oceanografia). Universidade Federal do Rio Grande.

Monteiro, D.S. 2004. **Encalhes e Interação de Tartarugas Marinhas com a Pesca no Litoral do Rio Grande do Sul**. Monografia (Graduação em Biologia). Universidade Federal do Rio Grande. 63f.

Monteiro, D.S.; Bugoni, L.; Estima, S.C. & Gandra, T.B.R. 2005. A pescaria de emalhe de superfície direcionada à captura de tubarões-martelo e a interação com tartarugas marinhas no litoral norte do Rio Grande do Sul, p. 60-63. *In*: **Resumos da II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental**.

Musick, J.A.; Limpus. C.J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *In*: Lutz, P.L.; Musick, J.A. (Eds.). **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton: CRC Press. p 137-163.

Nakashima, S.B.; Trigo, C.C.; Moreno, I.B.; Borges-Marins, M.; Danielewicz, D.; Ott, P.H.; Oliveira, L.; Tavares, M.; Bozzetti, M.; Machado, R. & Almeida, R. 2004. Revisão do último ano de monitoramento dos registros de tartarugas marinhas no litoral norte do Rio Grande do Sul (junho de 2003 a maio de 2004). *In*: **Resumenes de la II Reunión Sobre La Investigación Y Conservación de Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental San Clemente del Tuyú**.

NEMA. Banco de Dados – Contato: Danielle Monteiro (danismonteiro@yahoo.com.br)

NEMA. 2006. **Subprojeto Manejo e Conservação das Tartarugas Marinhas: relatório final de atividades. Rio Grande**. Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA). Relatório Técnico.

Peres, M.B.; Dias, B.F.S. & Vercillo, U.E. 2011. Avaliação do estado de conservação da fauna brasileira e a lista de espécies ameaçadas: O que significa? Qual sua importância? Como fazer? **Biodiversidade Brasileira**, 1: 45-48.

Pinedo, M.C.; Capitoli, R.; Barreto, A.S. & Andrade, A.L.V. 1998. Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil, 117–118. *In*: **Proceedings of the 16th Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology**. NOAA. 412 p.

Poloczanska, E.S.; Limpus, C.J. & Hays, G.C. 2009. Vulnerability of marine turtles to climate change. **Advances in Marine Biology**, 56: 151-211.

Reis E.C.; Silveira, V.V.B. & Siciliano, S. 2009a. Records of stranded sea turtles on the coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Marine Biodiversity Records**, 2: 121.

Reis, E.C.; Soares, L.S.; Vargas, S.M.; Santos, F.R.; Young, R.J.; Bjorndal, K.A.; Bolten, A.B. & Lôbo-Hadju, G. 2009b. Genetic composition, population structure and phylogeography of loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. **Conservation Genetics**, DOI 10.1007/s10592-009-9975-0.

Sales, G.; Giffoni, B.B. & Barata, P.C.R. 2008. Incidental Catch Of Sea Turtles By The Brazilian Pelagic Longline Fishery. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 88(4): 853-864.

Schroeder, B.A.; Foley, A.M. & Bagley, D.A. Nesting patterns, reproductive migrations, and adult foraging areas of loggerhead turtles, p.114-124. *In*: Bolten, A.B. & Witherington, B.E. (Eds). **Loggerhead Sea Turtles**. Smithsonian Institution.

Shoop, C.R. & Kenney, R.D. 1992. Seasonal distribution and abundance of loggerhead and leatherback sea turtles in waters of the northeastern United States. **Herpetological Monographs**, 6: 43-67.

Soares, L.S. 2005. **O Uso da Análise Genética da Região Controle do mtDNA na Identificação das Populações de Tartarugas Cabeçudas (*Caretta caretta*, Linnaeus 1758) nas Áreas de Desova e Captura Incidental no Litoral Brasileiro**. Dissertação de mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.

Soto, J.M.R.; Beheregaray, R.C.P. & Rebello, R.A.R. de P. 1997. Range extension: nesting by *Dermochelys* and *Caretta* in Southern Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 77: 6-7.

TAMAR, 2009. **Banco de Dados TAMAR/SITAMAR**. Contato: Alexsandro Santos (alex@tamar.org.br).

Wallace, B.P.; Dimatteo, A.D.; Hurley, B.J.; Finkbeiner, E.M.; Bolten, A.B.; Chaloupka, M.Y.; Hutchinson, B.J.; Abreu-Grobois, F.A.; Amorocho, D.; Bjorndal, K.A.; Bourjea, J.; Bowen, B.W.; Dueñas, R.B.; Casale, P.; Choydhury, B.C.; Costa, A.; Dutton, P.H.; Fallabrino, A.; Girard, A.; Girondont, M.; Godfrey, M.H.; Hamann, M.; López-Mendilaharsu, M.; Marcovaldi, M.A.; Mortimer, J.A.; Musick, J.A.; Nel, R.; Pilcher, N.J.; Seminoff, J.A.; Troëng, S.; Witherington, B. & Mast, R.B. 2010. Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. **PLoS ONE**, 5(12): 1-11.

Ficha Técnica

Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil.

Alexsandro Santana dos Santos; Luciano Soares e Soares; Maria Ângela Marcovaldi; Danielle da Silveira Monteiro; Bruno Giffoni & Antonio de Pádua Almeida

Biodiversidade Brasileira, 2011, 1(1): 1-9.

Número temático: **Avaliação do Estado de Conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil**

Participantes da oficina de avaliação dos dados:

- Alexsandro Santana dos Santos – Fundação Protamar
- Amely Branquinho Martins – CPB/ICMBio
- Antonio de Pádua Almeida – TAMAR/ICMBio
- Armando Barsante – Fundação Protamar
- Danielle Monteiro – NEMA
- Gustavo D. Stahelin – Fundação Protamar
- Jaqueline Comin de Castilhos – Fundação Protamar
- Luciano Soares – Fundação Protamar
- Maria Ângela Marcovaldi – TAMAR/ICMBio
- Monica Brick Peres – COABIO/ICMBio
- Paulo Barata – Pesquisador – FIOCRUZ
- Yeda Bataus – RAN/ICMBio

Local e data da oficina: Praia do Forte, BA, em 22 de setembro de 2009

Fotos: TAMAR/ICMBio – Mapa: Rodrigo Ranulpho – Diagramação: Denys Márcio de Sousa



2011

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



PLANO DE AÇÃO NACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS

ICMBio
INSTITUTO CHICO MENDES
MMA

2011

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

Presidenta
DILMA ROUSSEFF

Vice-Presidente
MICHEL TEMER

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE

Ministra
IZABELLA MÔNICA TEIXEIRA

Secretário de Biodiversidade e Florestas
BRAULIO FERREIRA DE SOUZA DIAS

Diretora do Departamento de Conservação da Biodiversidade
DANIELA AMERICA SUAREZ DE OLIVEIRA

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Presidente
RÔMULO JOSÉ FERNANDES BARRETO MELLO

Diretor de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade
MARCELO MARCELINO DE OLIVEIRA

Coordenador Geral de Manejo para Conservação
UGO EICHLER VERCILLO

Coordenadora de Planos de Ação Nacionais
FÁTIMA PIRES DE ALMEIDA OLIVEIRA

Coordenador do Centro Nacional de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas
GUY GUAGNI DEI MARCOVALDI

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade
Coordenação Geral de Manejo para Conservação
EQSW 103/104 – Centro Administrativo Setor Sudoeste – Bloco D – 1º andar
CEP: 70670-350 – Brasília/DF – Tel: 61 3341-9055 – Fax: 61 3341-9068

www.icmbio.gov.br

© ICMBio 2011. O material contido nesta publicação não pode ser reproduzido, guardado pelo sistema "retrieval" ou transmitido de qualquer modo por qualquer outro meio, seja eletrônico, mecânico, de fotocópia, de gravação ou outros, sem mencionar a fonte.
© dos autores 2011. Os direitos autorais das fotografias contidas nesta publicação são de propriedade de seus fotógrafos.

2011

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



PLANO DE AÇÃO NACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS

Série Espécies Ameaçadas nº 25

ORGANIZADORES

MARIA ÂNGELA AZEVEDO GUAGNI DEI MARCOVALDI
ALEXSANDRO SANTANA DOS SANTOS
GILBERTO SALES

AUTORES DOS TEXTOS

ALEXSANDRO SANTANA DOS SANTOS, ANTÔNIO DE PÁDUA ALMEIDA,
ARMANDO JOSÉ BARSANTE SANTOS, BERENICE GALLO, BRUNO GIFFONI
CECÍLIA BAPTISTOTTE, CESAR AUGUSTO COELHO
EDUARDO H.S.M. LIMA, GILBERTO SALES
GUSTAVE GILLES LOPEZ, GUSTAVO STAHELIN
HENRIQUE BECKER, JAQUELINE COMIN DE CASTILHOS
JOÃO CARLOS ALCIATI THOMÉ, JUÇARA WANDERLINDE
MARIA ÂNGELA AZEVEDO GUAGNI DEI MARCOVALDI,
MARIA DE LOS MILAGROS LOPEZ MENDILAHARSU
MARIA THEREZA DAMASCENO , PAULO CÉSAR ROSITO BARATA
ROBERTO SFORZA

2011

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

REVISÃO DO TEXTO
GILBERTO SALES, MARIA ÂNGELA AZEVEDO GUAGNI DEI MARCOVALDI
ALEXSANDRO SANTANA DOS SANTOS, JAQUELINE COMIN DE CASTILHOS
LUCIANA BRONDÍZIO, MILAGROS LOPEZ MENDILAHARSU, EDUARDO H.S.M. LIMA

SUPERVISÃO TÉCNICA E REVISÃO FINAL
AMANDA GALVÃO
FÁTIMA PIRES DE ALMEIDA OLIVEIRA
MARCELO LIMA REIS

PROJETO GRÁFICO E EDITORAÇÃO
RAIMUNDO ARAGÃO JÚNIOR

CATALOGAÇÃO E NORMATIZAÇÃO BIBLIOGRÁFICA
THAÍS MORAES

FOTOS GENTILMENTE CEDIDAS
BANCO DE IMAGENS TAMAR

CAPA
AQUARELA PINTADA PELA ARTISTA PLÁSTICA KITTY HARVILL, ARTISTS FOR CONSERVATION (WWW.KHARVILLARTE.COM.BR).

VINHETA
AQUARELA PINTADA POR MAY ROHAN

MAPA
RODRIGO RANULPHO DA SILVA - PROJETO TAMAR/ICMBio
OBIS-SEAMAP
SWOT

APOIO
PROJETOS PROBIO, PROBIO II/MMA E FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR

Plano de ação nacional para a conservação das Tartarugas Marinhas / Alexsandro Santana dos Santos ... [et al.]; organizadores: Maria Ângela Azevedo Guagni Dei Marcovaldi, Alexsandro Santana dos Santos. – Brasília : Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 2011.
120 p. : il. color. ; 21 cm. (Série Espécies Ameaçadas, 25)

Conteúdo: Armando José Barsante Santos - Berenice Gallo - Bruno Giffoni - Cecília Baptistotte - Eduardo h.s.m. Lima - Gilberto Sales - Gustave Gilles Lopes - Henrique Becker - Jaqueline Comin de Castilho - João Carlos Alciati Thomé - Maria Ângela Azevedo Guagni Dei Marcovaldi - Maria de Los Milagros Lopes Mendilaharsu - Paulo César Rosito Barata - Roberto Sforza.

ISBN: 978-85-61842-36-9

1. Preservação, espécie. 2. Tartaruga Marinha. 3. Conservação, espécie. 4. Espécies, Brasil. I. Título. II. Série.

CDD – 591.68

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade
Coordenação Geral de Manejo para Conservação
EQSW 103/104 – Centro Administrativo Setor Sudoeste – Bloco D – 1º andar
CEP: 70670-350 – Brasília/DF – Tel: 61 3341-9055 – Fax: 61 3341-9068
http://www.icmbio.gov.br

Impresso no Brasil

2011



CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL

Até o final da década de 70, praticamente não havia informação sobre as tartarugas marinhas no Brasil. Levantamento realizado no início dos anos 80 identificou as áreas de reprodução no litoral e confirmou a ocorrência de cinco espécies, todas elas prestes a desaparecer.

Os pesquisadores também chegaram a outra conclusão: qualquer plano para a conservação das tartarugas marinhas estaria condenado ao fracasso sem a participação das comunidades costeiras. Os pescadores eram os maiores entendidos no assunto - afinal, dependiam desse conhecimento para explorar o recurso natural como meio de sobrevivência, pelo uso direto de ovos, fêmeas e casco. Ensinaram o que sabiam aos biólogos e com eles aprenderam a cuidar dos bichos. Assim, as primeiras bases de pesquisa foram criadas, nas principais áreas de reprodução.

Essa foi a primeira troca. Depois, vieram muitas outras, possibilitando a mais de uma geração a mudança de comportamento com bases sólidas na sustentabilidade, através da geração direta de emprego e renda. Diante dos avanços, novas ações foram agregadas às comunidades costeiras, de acordo com a realidade de cada uma.

Na busca de compreender cada vez melhor o ciclo de vida desses animais, o TAMAR foi estendendo suas atividades e ampliando o conhecimento disponível. A coleta de dados sistematizada, através da marcação das fêmeas e parâmetros de incubação dos ninhos, e os estudos de comportamento na fase de desova, por exemplo, modernizaram as possibilidades de análise e avaliação do trabalho.

Desenvolveram-se novas técnicas de pesquisa, ajudando a desvendar aos poucos alguns mistérios das tartarugas marinhas. O rastreamento por satélite revelou suas rotas e comportamento no mar; estudos genéticos demonstraram as diferenças entre as populações; um novo sistema de informação integrado foi criado e desenvolvido, facilitando o acesso ao banco de dados.

Intensificaram-se a pesquisa e as ações sobre a captura incidental nas diferentes pescarias, na costa e em alto mar, com a implementação de medidas mitigadoras para diminuir o índice de mortalidade. Mas há outras ameaças: o desenvolvimento desordenado na costa, a poluição (principalmente o lixo nas praias e no mar) e possíveis impactos provocados pelas mudanças climáticas criaram novos desafios na busca de soluções capazes de conciliar o desenvolvimento com as necessidades das espécies.

Cerca de 1.300 pessoas das comunidades costeiras estão envolvidas nas atividades do TAMAR, que mantém programas de sensibilização e educação ambiental. Ao gerar empregos e promover alternativas de renda, o Projeto cria uma nova realidade em que se pode comprovar objetivamente: “Mais vale uma tartaruga viva do que morta”.

A proteção integral de fêmeas e ninhos foi o primeiro resultado biológico positivo alcançado nas principais áreas de desova. Restabelecia-se, dessa maneira, o ciclo de vida há anos interrompido pela ação do homem. Mais tarde, graças ao trabalho desenvolvido regularmente nas praias, o Projeto registrou um começo de recuperação das populações de três espécies: cabeçuda (*Caretta caretta*), de pente (*Eretmochelys imbricata*) e oliva (*Lepidochelys olivacea*).

Mais de um milhão de filhotes das cinco espécies nascem e são liberados ao mar, anualmente, sob a proteção do TAMAR, totalizando 11 milhões, até a última temporada 2010/2011.

Por serem animais migratórios, de ciclo de vida longo, as tartarugas marinhas passam a maior parte do tempo no mar (só as fêmeas sobem à praia para desovar) e podem atravessar oceanos, para se alimentar em águas próximas a um continente e se reproduzir em outro. Essa complexidade exige ações integradas internacionalmente. O Brasil está fazendo sua parte,

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



inclusive como signatário de vários acordos internacionais para conservação desses recursos naturais compartilhados entre nações.

Mas ainda há muito por fazer. Este Plano de Ação Nacional-PAN revela o conhecimento acumulado pelo TAMAR, em 30 anos de atuação, como registram os trabalhos científicos produzidos e artigos publicados. Principalmente, aponta alguns caminhos para o futuro, pois a missão ainda não está concluída: em maior ou menor grau, todas as cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil continuam ameaçadas de extinção.

GUY GUAGNI DEI MARCOVALDI
Coordenador do Centro Nacional de Conservação
e Manejo de Tartarugas Marinhas

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



APRESENTAÇÃO

Durante muitas décadas as informações sobre as tartarugas marinhas eram escassas e preocupantes, por esse motivo foi criado o Projeto Tartarugas Marinhas. Com uma equipe pequena os pesquisadores realizaram um levantamento pela costa brasileira, indo do Rio de Janeiro até a divisa com a Guiana Francesa, o que resultou na identificação das espécies, aspectos sobre sua biologia e principais ameaças.

Nos primeiros dez anos as ações de proteção e pesquisa foram concentradas nas principais áreas de desova, sendo depois estendidas para as áreas de alimentação, migração e descanso. Ao longo dos anos 80 e 90 as ações para a proteção das tartarugas marinhas no Brasil foram sintetizadas na forma de um programa institucional que aos pouco ia ganhando escala e agregando qualidade através de pesquisas científicas e envolvimento social.

Em 2001 foi criado o Plano de Ação Nacional para a redução da captura incidental das tartarugas marinhas pela atividade pesqueira, contribuindo para aperfeiçoar as atividades desenvolvidas na zona costeira e marinha. Em 2007 foi elaborada a primeira versão de um Plano de Ação Nacional.

Em 2011 num reconhecido empenho o TAMAR consolidou dois importantes processos para a conservação das Tartarugas Marinhas: a avaliação do estado de conservação e o Plano de Ação Nacional.

O primeiro processo foi o de lançamento da revista BioBrasil, em 2011 do Instituto Chico Mendes refletindo o trabalho de avaliação do estado de conservação das tartarugas marinhas, com a colaboração dos pesquisadores e especialistas. O resultado corroborou a situação de risco de extinção para as cinco espécies registradas no Brasil. Uma vez que as tartarugas podem levar 30 anos para atingir a maturidade sexual e chegar até as praias para desovar, não há como saber ainda qual é o impacto da pesca sobre cada espécie. As tartarugas dessas espécies vivem muitos anos, provavelmente cem! Isso faz com que a capacidade de reposição populacional seja muito lenta. Perguntamo-nos se nossos filhos teriam tido a chance de conhecer tartarugas marinhas na costa brasileira se não fosse pelo trabalho de conservação e pesquisa capitaneado pelo TAMAR.

O segundo processo sintetizado foi Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas que compreende ações de conservação para as cinco espécies existentes na costa brasileira num espírito de festa e reconhecimento pelo que já foi realizado. Para dar solidez a esta união de esforços pela conservação, foi publicada a Portaria n°135 que aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas e estabelece seu objetivo, metas, prazo, abrangência, formas de implementação, supervisão e institui o Grupo Estratégico para Conservação e Manejo, tudo isto sempre com a ajuda dos centros de pesquisa, universidades, organizações não governamentais e representações governamentais das esferas do governo (federal, estadual e municipal).

Nesses 30 anos do TAMAR, ainda temos muitos ninhos para proteger, muitas pesquisas para desenvolver e muitos agradecimentos às comunidades locais a fazer, porém conseguimos levar dezenas de milhares de tartaruguinhas ao mar, todos os anos, e é com satisfação que vemos essas tartarugas agora adultas voltarem às mesmas praias, para colocarem seus ovos e darem continuidade ao ciclo da vida.

RÔMULO JOSÉ FERNANDES BARRETO MELLO
Presidente do Instituto Chico Mendes de
Conservação da Biodiversidade

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



SUMÁRIO

CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL 5

APRESENTAÇÃO 7

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS 13

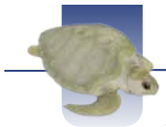
LISTA DE FIGURAS 15

PARTE I – INFORMAÇÕES GERAIS 17

1. INTRODUÇÃO 19
1.1. História evolutiva 19
1.2. Características gerais 19
1.3. Hábitat e distribuição 20
1.4. Ecologia reprodutiva 21
1.5. Características do ciclo de vida na água 23
1.6. Hábitat e dieta 23
1.7. Dinâmica populacional 24
1.8. Estado de conservação 24

2. CLASIFICAÇÃO TAXONÔMICA 24

3. ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS QUE OCORREM NO BRASIL 25
3.1. *Caretta caretta* *26*
3.2. *Chelonia mydas* *30*
3.3. *Eretmochelys imbricata* *34*
3.4. *Dermochelys coriacea* *38*
3.5. *Lepidochelys olivacea* *42*



4. HISTÓRICO DE CONSERVAÇÃO

5. AMEAÇAS ÀS TARTARUGAS MARINHAS 48
5.1. Desenvolvimento costeiro 48
5.2. Poluição e enfermidades 51
5.3. Atividade pesqueira 52
5.4. Alterações climáticas 54
5.5. Consumo de carne, ovos ou carapaças de tartarugas marinhas 54
5.6. Predação por animais 55

6. ÁREAS PROTEGIDAS 56
6.1. Áreas protegidas relevantes para a conservação das tartarugas marinhas 56
6.2. Áreas protegidas em processo de proposição ou criação 57

7. ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL 58
7.1. Proteção e manejo de tartarugas marinhas nas áreas de desova prioritárias para conservação 58
7.2. Proteção e manejo de tartarugas marinhas em áreas de alimentação, migração e descanso prioritárias para conservação 59

8. ÁREAS DE ESTUDO 62

9. PESQUISA APLICADA 64

10. CAPACITAÇÃO, EDUCAÇÃO E SENSIBILIZAÇÃO AMBIENTAL 65
10.1. Atividade de inclusão social e envolvimento comunitário – Comunidades costeiras 65
10.2. Sensibilidade pública 66

11. INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS E POTENCIAIS COLABORADORES 68



12. POLÍTICAS PÚBLICAS 70
12.1. Licenciamento ambiental 70
12.2. Acordos e fóruns internacionais para a conservação das tartarugas marinhas 71

PARTE II – PLANO DE CONSERVAÇÃO 73

13. PROCESSO PARA ELABORAÇÃO DO PLANO DE AÇÃO NACIONAL DAS TARTARUGAS MARINHAS 75
13.1. Objetivo 78
13.2. Permissões para pesquisa 78

MATRIZ DE PLANEJAMENTO 79

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 93

ANEXOS 109
Portaria conjunta MMA e ICMBio nº 316, de 9 de setembro de 2009 111
Portaria nº 78, de 3 de setembro de 2009 113
Portaria nº 135, de 23 de dezembro de 2010 117
Legislação vigente relacionada às tartarugas marinhas 119



LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

AEI	Áreas de Estudo Intensivo
AEP	Áreas de Estudo Padrão
AI	Áreas index
AP	Áreas de Proteção
APA	Área de Proteção Ambiental
AQUASIS	Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos
CEPENE	Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste
CEPNOR	Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte
CEPSUL	Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul
CGCOP	Coordenação Geral de Controle da Pesca
CIREP	Diretoria de Unidades de Conservação de Proteção Integral
CITES	Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Flora e da Fauna
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAN	Coordenação de Plano de Ação Nacional
CVs	Centro de Visitantes
FIOCRUZ	Fundação Oswaldo Cruz/RJ
Fundação	Centro Brasileiro de Proteção das Tartarugas Marinhas - Pró-TAMAR
FURG	Universidade Federal do Rio Grande/RS
IA	Instituto Aquamazon - PA
IAC	Convenção Interamericana para Proteção e a Conservação das Tartarugas Marinhas
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICCAT	Convenção Internacional para a Conservação do Atum Atlântico
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IMA	Instituto do Meio Ambiente
IP	Instituto de Pesca - SP
IPeC	Instituto de Pesquisas Cananéia/SP
MAQUA	Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores - RJ
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MTSG	Marine Turtle Specialist Group
N/NE	Norte/Nordeste
NEA	Núcleo de - Educação Ambiental
NEMA	Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental/RS
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
OBIS-SEAMAP	Ocean Biogeographic Information System Spatial Ecological Analysis of Megavertebrate Populations
ONG's	Organizações não-governamentais



PAN	Plano de Ação Nacional
PRICTMA	Programa Regional de Investigação e Conservação de Tartarugas Marinhas da Argentina
PRMEA	Programa de Monitoramento de Praias
Pró-TAMAR	Fundação Centro Brasileiro de Proteção das Tartarugas Marinhas
PUC	Pontífica Universidade Católica
SE/S	Sudeste/Sul
Sisbio	Sistema de Autorização e Informação de Biodiversidade
SITAMAR	Sistema de Informação das Tartarugas Marinhas
SUDEPE	Superintendência do Desenvolvimento da Pesca
SWOT	Strengths, Weaknesses, Opportunities e Threats (ferramenta utilizada para análise de cenários)
TAMAR	Tartarugas Marinhas
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UFC	Universidade Federal do Ceará
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFPA	Universidade Federal do Pará
UFPR	Universidade Federal do Paraná
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UFS	Universidade Federal de Sergipe
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UICN	União Internacional para a Conservação da Natureza
UT	Universidade de Taubaté
UVV	Universidade de Vila Velha/ES
WIDECATS	Rede de Conservação de Tartarugas Marinhas do Grande Caribe

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



LISTA DE FIGURAS

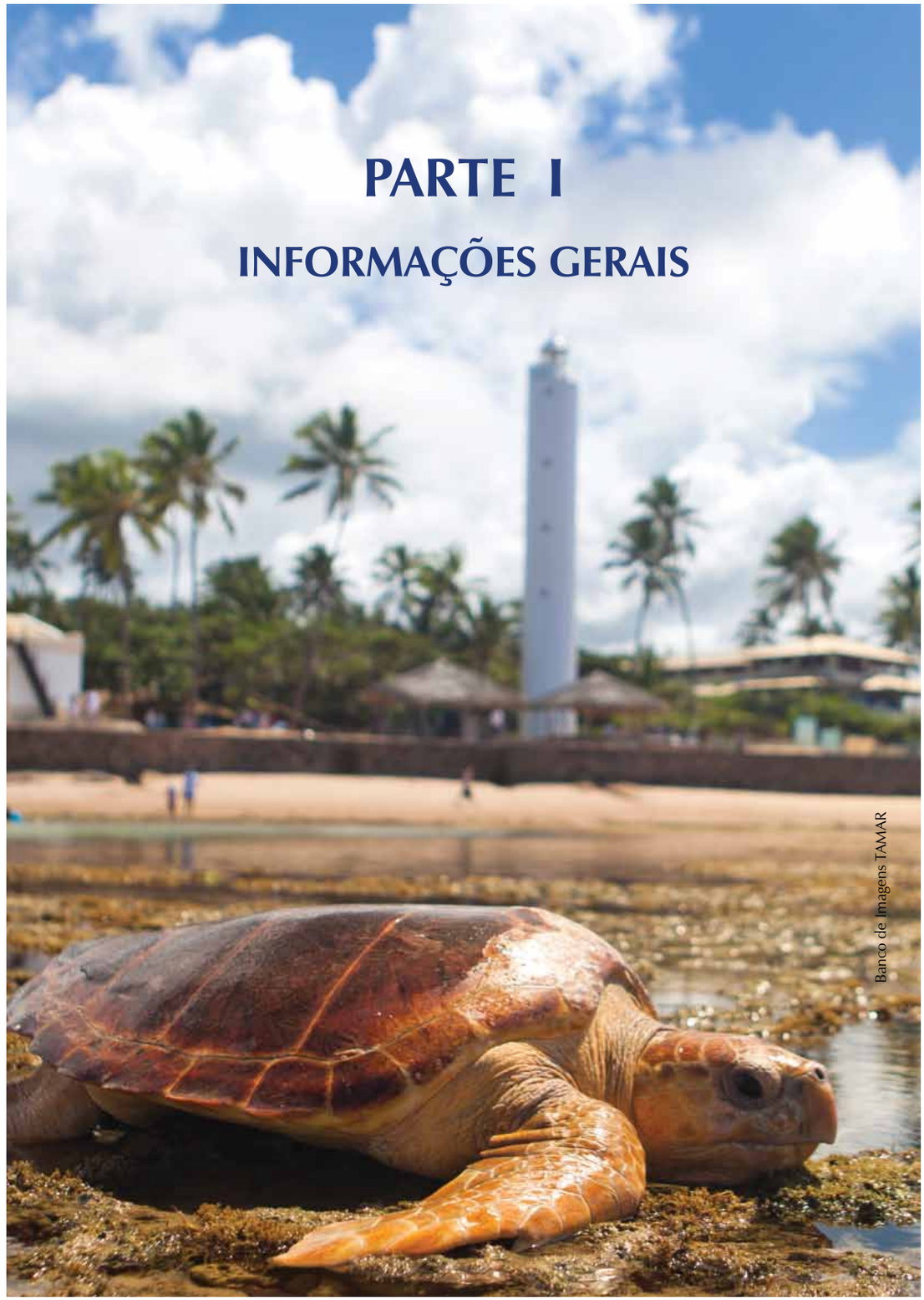
Figura 1 Mapa de distribuição mundial das tartarugas marinhas..... 20
Figura 2 Arribada – Fêmeas emergindo em massa, de forma sincronizada. 22
Figura 3 Tartaruga de pente se alimentando em corais com algas..... 23
Figura 4 Tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*)..... 25
Figura 5 Identificação de *Caretta caretta* *26*
Figura 6 Mapa de distribuição de *Caretta caretta* *27*
Figura 7 Tartaruga verde (*Chelonia mydas*) 30
Figura 8 Identificação de *Chelonia mydas* *31*
Figura 9 Mapa de distribuição de *Chelonia mydas* *32*
Figura 10 Tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) 34
Figura 11 Identificação de *Eretmochelys imbricata* *35*
Figura 12 Mapa de distribuição de *Eretmochelys imbricata* *36*
Figura 13 Tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*)..... 38
Figura 14 Identificação de *Dermochelys coriacea*..... *39*
Figura 15 Mapa de distribuição de *Dermochelys coriacea*..... *40*
Figura 16 Tartaruga de oliva (*Lepidochelys olivacea*) 42
Figura 17 Identificação de *Lepidochelys olivacea*..... *43*
Figura 18 Mapa de ditribuição de *Lepidochelys olivacea* *44*
Figura 19 Filhotes saindo do ninho..... 46
Figura 20 Iluminação noturna na praia 49
Figura 21a Filhotes tentando chegar a praia..... 49
Figura 21b Veículo em movimento na praia..... 49
Figura 22 Movimentação de pessoas nas praias 50
Figura 23a *Dermochelys coriacea* mutilada na nadadeira esquerda e no bico..... 50
Figura 23b *Eretmochelys imbricata* com o casco perfurado por hélice de embarcação..... 50
Figura 24 Filhotes com má formação, unidos pelo plastrão 51
Figura 25 *Chelonia mydas* com plástico em volta do pescoço 51
Figura 26 Tartarugas com fibropapilomatose 52
Figura 27a Tartarugas capturadas em rede 53
Figura 27b *Dermochelys coriacea* capturada em rede 53
Figura 28 Tartaruga cabeçuda capturada em espinhel..... 53
Figura 29 Cascos de Tartarugas secando para o preparo de acessórios 54
Figura 30 Filhote de tartaruga marinha sendo predado por caranguejo 55
Figura 31a Marcação de tartarugas juvenil..... 58
Figura 31b Marcação de Tartaruga no ninho 58



Figura 31c Biometria 58
Figura 31d Coletando sangue 58
Figura 32 Mapa das 23 bases do Projeto TAMAR 60
Figura 33 Animal passando pela biometria e sendo liberado 61
Figura 34 Captura Intencional 61
Figura 35 Artesanato 65
Figura 36 Educação ambiental 66
Figura 37 Soltura de filhotes com a participação da comunidade local 67
Figura 38 Folheto da Campanha "Nem tudo que cai na rede é peixe" 67
Figura 39 Porcentagem de tartarugas marinhas protegidas em unidades de conservação federais 75

PARTE I

INFORMAÇÕES GERAIS



Banco de Imagens TAMAR

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



1. INTRODUÇÃO

1.1. História evolutiva

As tartarugas marinhas representam um componente primitivo e singular da diversidade biológica, sendo parte importante dos ecossistemas marinhos. Pertencem à mais antiga linhagem de répteis vivos, tendo aparecido pela primeira vez no Jurássico (PRITCHARD, 1997). O registro mais antigo de tartaruga marinha no mundo, datado de aproximadamente 110 milhões de anos, pertence à espécie recém-descrita *Santanachelys gaffneyi* (Protostegidae), encontrado no interior do Ceará, no município de Santana do Cariri, na Chapada do Araripe (HIRAYAMA, 1998). A análise deste espécime permitiu constatar que as tartarugas marinhas atuais não sofreram muitas modificações desde os registros fósseis mais antigos desse grupo.

O maior fóssil de tartaruga marinha já encontrado pertence à espécie *Archelon ischyros*, também da família Protostegidae. O individuo encontrado tem 4,6 metros de comprimento de carapaça (SPOTILA, 2004) e entre 1,5 e 2 toneladas, tendo vivido no Cretáceo, entre 75 e 65 milhões de anos atrás.

No Cretáceo, estavam presentes quatro famílias de tartarugas marinhas (Toxochelyidae, Protostegidae, Cheloniidae e Dermochelyidae), sendo que apenas as duas últimas permaneceram até aos dias de hoje. Todos os gêneros e espécies existentes atualmente, surgiram no período Eocênico e Pleistocênico, entre 60 e 10 milhões de anos. A espécie *Dermochelys coriacea* pertence à família Dermochelyidae e as espécies *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*, *Lepidochelys kempii* e *Natator depressus* pertencem à família Cheloniidae. Apenas as duas últimas espécies não ocorrem no Brasil.

Ao longo de sua evolução, várias modificações permitiram a sobrevivência e adaptação das tartarugas a novos ambientes: o número de vértebras foi reduzido, fusionaram-se as costelas e formou-se uma carapaça de revestimento coriáceo ou córneo. Enquanto algumas permaneceram vivendo em terra, outras buscaram água doce ou migraram para o mar. No caso das tartarugas marinhas, em particular, a carapaça tornou-se mais achatada, ficando mais leve e hidrodinâmica, e as patas transformaram-se em nadadeiras para moverem-se com mais eficiência debaixo d'água. Outra importante adaptação foi o surgimento de glândulas de sal, localizadas próximo aos olhos. As lágrimas observadas em fêmeas em reprodução são, na verdade, secreção de sal expelida através destas glândulas especiais (LUTZ, 1997).

I.2. Características Gerais

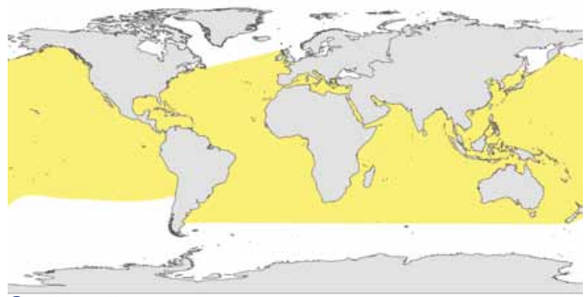
São seres pulmonados com grande capacidade de permanência debaixo d'água, quer em repouso, quer em busca de alimento. Tal capacidade resulta da eficiente distribuição do oxigênio pelo corpo, somada ao baixo nível metabólico e um pequeno auxílio da respiração acessória, possibilitada pela troca de gases em órgãos como a cloaca e a faringe (LUTCAVAGE & LUTZ, 1997).

Possuem visão, olfato e audição desenvolvidos, além de uma excelente capacidade de orientação. Existem muitas teorias para explicar a capacidade das tartarugas marinhas em realizar migrações entre as áreas de alimentação, de repouso e de reprodução, e muitas evidências sinalizam que as fêmeas adultas regressem à praia natal para a reprodução (LOHMANN *et al.*, 1997). Alguns autores sugerem que os filhotes possam memorizar a composição química da água e o campo magnético da terra ("imprinting") – apresentando no cérebro cristais de magnetita, a pedra-ímã mais magnética da Terra. Esse mineral é utilizado para a confecção de bússolas e pode ser encontrado tanto sob a forma de rochas ígneas e metamórficas como em meteoritos (MUSICK & LUTZ, 1997). Alguns experimentos sugerem que as tartarugas marinhas sejam capazes de

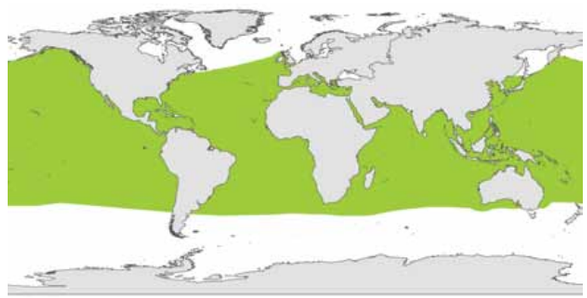
detectar o ângulo e a intensidade do campo magnético terrestre e determinar sua latitude e longitude, e assim sua posição em mar aberto (LOHMANN & LOHMANN, 2006). Outras teorias sugerem navegação mediante referencial de estrelas, sol, temperaturas oceânicas, correntes marinhas, características geológicas ou de padrões de ondas (GULKO & ECKERT, 2004).

1.3. Hábitat e distribuição

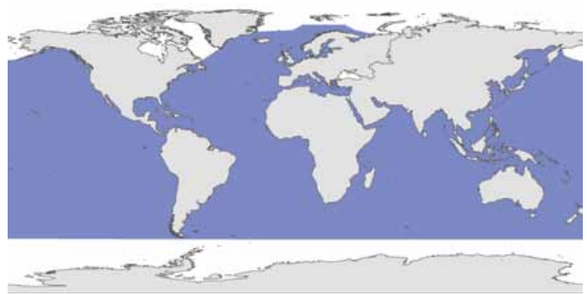
As tartarugas marinhas distribuem- se amplamente entre as bacias oceânicas, com registros desde o Ártico até a Tasmânia (MEYLAN & DONNELY, 1999). No entanto, a maior parte das ocorrências reprodutivas está concentrada em regiões tropicais e subtropicais (MÁRQUEZ, 1990) (Figura 1).



Caretta caretta



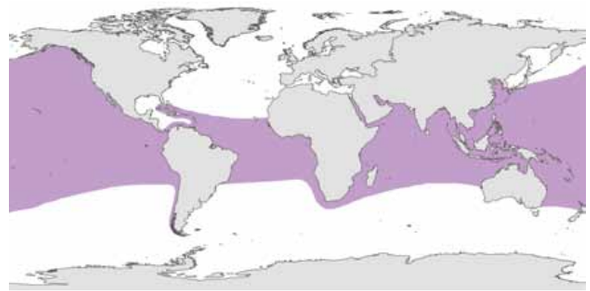
Chelonia mydas



Dermochelys coriacea



Eretmochelys imbricata



Lepidochelys olivacea

Figura 1 – Mapas de distribuição mundial das tartarugas marinhas. Fontes: SWOT e OBIS-SEAMAP

1.4. Ecologia Reprodutiva

O período de postura varia de acordo com a região e a espécie. No Brasil a temporada de desovas, de forma geral, vai de setembro a abril nas praias do continente e de dezembro a junho nas ilhas oceânicas. Uma mesma fêmea pode fazer mais de uma desova em uma mesma temporada. O período entre uma postura e outra é denominado "intervalo internidal". As fêmeas normalmente não se reproduzem em anos consecutivos. A duração entre duas temporadas reprodutivas de uma mesma fêmea é denominado "intervalo de remigração". Este período varia entre espécies e entre populações da mesma espécie, podendo aumentar ou diminuir ao longo do tempo devido à disponibilidade de alimento, condições ambientais e distância entre áreas de alimentação e reprodução. Os ciclos reprodutivos podem ser anuais, bienais, trienais ou irregulares. De modo geral, o intervalo de remigração das fêmeas pode oscilar entre 1 e 9 anos (LIMPUS, 1993; MILLER, 1997).

Apresentam maturação tardia e ciclo de vida longo podendo, a depender da espécie, demorar de 10 a 50 anos para atingirem a maturidade sexual (CHALOUPKA & LIMPUS, 1997; MEYLAN & DONNELLY, 1999) e voltarem à mesma praia de nascimento para reproduzir pela primeira vez (BALAZS, 1982; BJORNDAL & ZUG, 1995): *Eretmochelys imbricata* atinge a maturidade sexual por volta dos 25 anos (MEYLAN & DONNELLY, 1999); *Caretta caretta*, entre 25 e 35 anos (CHALOUPKA & MUSICK, 1997); *Dermochelys coriacea*, entre 13 e 29 anos (ZUG & PARHAM, 1996; AVENS *et al.,* 2009); *Lepidochelys olivacea* no

Pacífico entre os 10 e 18 anos (ZUG *et al.,* 2006); e *Chelonia mydas*, devido à herbivoria, possui desenvolvimento mais lento, atingindo a maturidade sexual entre os 25 e os 50 anos (CHALOUPKA *et al.,* 2004). O comprimento da carapaça não está diretamente relacionado à idade da maturação sexual para nenhuma espécie de tartaruga marinha (MILLER, 1997).

A ecologia reprodutiva da *Dermochelys coriacea* é diferente nas diversas bacias oceânicas (WALLACE *et al.,* 2006), com variações no intervalo de remigração, tamanho dos indivíduos e fertilidade: as populações do Atlântico são compostas por indivíduos maiores, que depositam mais ovos, em intervalos intersazonais menores (VAN BUSKIRK & CROWDER, 1994; BOULON *et al.,* 1996, REINA *et al.,* 2002; DUTTON *et al.,* 2005).

A espécie *Lepidochelys olivacea* apresenta dois tipos distintos de comportamento na desova: (1) as fêmeas podem emergir solitariamente, de forma não sincronizada ou (2) podem emergir em massa e de forma sincronizada, comportamento denominado de "arribada" (termo em espanhol) (KALB, 1999) (Figura 2). As maiores arribadas ocorrem em poucas praias no mundo como em: Rushikulya (India), Playa Escobilla (Mexico) e Ostional (Costa Rica), enquanto que as desovas solitárias apresentam ampla distribuição (BERNARDO & PLOTKIN, 2007).



Banco de Imagens TAMAR



Banco de Imagens TAMAR

Figura 2 – Arribada – Fêmeas emergindo em massa, de forma sincronizada.

A temperatura ambiente é um fator muito importante no ciclo de vida das tartarugas marinhas, influenciando diretamente a determinação do sexo, nascimento e crescimento dos filhotes, a atividade no interior do ninho, o tempo de incubação dos ovos, a hibernação e a distribuição geográfica, entre outros fatores (MROSOVSKY, 1994). A proporção de sexos entre os filhotes é dependente da temperatura na qual os ovos são incubados – temperaturas mais altas produzem fêmeas e mais baixas, machos (MARCOVALDI *et al.,* 1997). Temperaturas extremas afetam o sucesso reprodutivo: a faixa de tolerância termal para o desenvolvimento do embrião está situada entre 25 a 27°C e 33 a 35°C (ACKERMAN, 1997). Ovos incubados a temperaturas menores que 22°C no último terço do período de incubação e aqueles expostos a temperaturas maiores que 33°C por períodos extensos raramente eclodem (MILLER *et al.,* 2003). Acredita-se que a tendência de aumento de temperatura global pode aumentar o número de fêmeas produzidas, tornando mais rara à presença de machos e podendo inviabilizar o desenvolvimento dos embriões, dentre outras interferências (ACKERMAN, 1997).

1.5. Características do ciclo de vida na água

As tartarugas marinhas são altamente migratórias, possuem um complexo ciclo de vida e utilizam uma grande área geográfica e múltiplos hábitats (MÁRQUEZ, 1990). Uma das lacunas no conhecimento científico sobre estes animais refere-se à determinação do período compreendido entre o momento em que os filhotes recém-nascidos migram para ambientes pelágicos e o momento que se fixam como juvenis em áreas de alimentação, em geral neríticas, esse espaço de tempo é conhecido como "anos perdidos" (BOLTEN & BALAZS, 1995). Os juvenis podem compartilhar algumas áreas utilizadas pelos adultos (KOPITSKY *et al.,* 2000) até a maturidade sexual ser atingida (MUSICK & LIMPUS, 1997).

1.6. Hábitat e Dieta

Áreas de alimentação dos adultos de Caretta caretta se localizam essencialmente em áreas neríticas, enquanto que os juvenis podem ocupar áreas neriticas ou oceânicas. (HOPKINS-MURPHY *et al.,* 2003). Nos estágios iniciais até a fase juvenil são epipelágicas e habitam zonas oceânicas, alimentando-se na maior parte do tempo nos cinco primeiros metros da coluna d'agua (BOLTEN, 2003). Apresentam uma dieta predominantemente carnívora durante toda a sua vida, alimentando-se de moluscos, crustáceos, celenterados e, em menor proporção, de peixes e algas (BJORNDAL, 1997).

C. mydas é a espécie que apresenta hábitos mais costeiros, utilizando inclusive estuários de rios e lagos (HIRTH, 1997). Habita áreas neríticas associadas a bancos de fanerógamas submersas e algas, durante a fase imatura pós-fase pelágica e também na fase adulta (BUGONI *et al.,* 2003). Nos primeiros anos de vida apresentam uma dieta onívora, com tendência carnívora (BJORNDAL, 1997). Após a fase pelágica, entre 30 e 40 cm de comprimento da carapaça (BALAZS, 1995), torna-se herbívora, com uma dieta principalmente de macroalgas e fanerógamas (MORTIMER, 1982).

Juvenis e adultos de *E. imbricata* alimentam-se principalmente em locais com substratos duros, como recifes, sendo suas presas: crustáceos, moluscos, briozoários, celenterados, ouriços, esponjas e algas (SANCHES & Bellini, 1999) (Figura 3).

Banco de Imagens TAMAR



Figura 3 - Tartaruga de pente se alimentando em corais com algas.



D. coriacea tem hábitos de forrageio desde a superfície do oceano até grandes profundidades (DOYLE *et al.,* 2008). A dieta é composta por zooplâncton gelatinoso, como celenterados, pirossomos e salpas (JAMES & HERMAN, 2001; WITT *et al.,* 2007).

L. olivacea aparentemente alimenta-se em uma variedade ampla de hábitats, de ambientes pelágicos a zonas costeiras relativamente rasas, principalmente de salpas, peixes, moluscos, crustáceos e algas (BJORNDAL, 1997).

1.7. Dinâmica Populacional

Por serem vertebrados marinhos com alta mobilidade e ocupando extensas áreas geográficas em seu ciclo de vida, as tartarugas marinhas são animais difíceis de terem suas populações quantitativamente avaliadas. O ideal é que os estudos sejam conduzidos em áreas de alimentação e de reprodução de forma concomitante, mas o censo de tartarugas marinhas é normalmente feito em praias de desova devido à dificuldade de identificação das áreas de alimentação e dos indivíduos que as compõem. Os métodos mais comuns utilizados no monitoramento de populações são a contagem do número de subidas à praia realizadas pelas fêmeas que anualmente desovam nas áreas de reprodução ou do próprio número de ninhos (MEYLAN, 1995).

Embora algumas populações apresentam sinais de recuperação e algumas ameaças do passado cessaram (coleta de ovos e abate de fêmeas), esses resultados devem ser interpretados com cautela. Como as tartarugas marinhas são animais de ciclo de vida longo e maturação sexual tardia, existe a possibilidade de que os números de desovas observados até o presente não se mantenham no futuro, devido à ação sobre os estoques de juvenis e adultos a serem recrutados para a população reprodutiva (MORTIMER, 1995). Por causa destas características bio-ecológicas, somente uma série histórica de dados de no mínimo 20 a 25 anos pode fornecer uma indicação confiável de tendência populacional para as tartarugas marinhas (CHALOUPKA *et al.,* 2008). Ainda segundo CHALOUPKA *et al.,* (2008), a capacidade de recuperação de uma população sugere que a mesma possuía uma abundância no passado em níveis elevados, conforme observado em estudo com diversas populações de *Chelonia mydas*.

1.8. Estado de Conservação

Atualmente, todas as sete espécies de tartarugas marinhas estão incluídas nas listas de espécies ameaçadas de extinção em escala mundial (LUTCAVAGE *et al.,* 1997). A interferência humana é a causa do colapso das populações destas espécies. Segundo o Marine Turtle Specialist Group (MTSG), atualmente as principais ameaças às tartarugas marinhas são o desenvolvimento costeiro, a captura incidental pela pesca, uso direto para consumo humano, as mudanças climáticas, poluição e patógenos.

2. CLASSIFICAÇÃO TAXONÔMICA

REINO	**Animalia**
FILO	**Chordata**
CLASSE	**Reptilia**
ORDEM	**Testudines**
SUBORDEM	**Cryptodira**
FAMÍLIA	**Cheloniidae e Dermochelyidae**
Família Cheloniidae	**Atualmente existem apenas 5 gêneros e 6 espécies: *Caretta caretta, Chelonia mydas, Eretmochelys imbricata, Lepidochelys olivacea, Lepidochelys kempii* e *Natator depressus*.**
Família Dermochelyidae	**Apenas uma espécie: *Dermochelys coriacea***

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116

3. ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS QUE OCORREM NO BRASIL

3.1 *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758)



Banco de Imagens TAMAR

Figura 4 - Tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*)

Nomes FAO: Loggerhead sea turtle (inglês), tortue caouanne (francês), tortuga caguama (espanhol) (MÁRQUEZ, 1990; MUSICK, 2002).

Nomes no Brasil: Tartaruga-cabeçuda (mais comum), tartaruga-amarela, tartaruga-mestiça, tartaruga-avó, avó-de-aruanã. No Espírito Santo é conhecida por careba-amarela ou careba-dura.

Descrição

A carapaça possui 05 pares de placas laterais, sendo que as placas são justapostas, a coloração é marrom-amarelada; o ventre é amarelo claro; a cabeça possui 2 pares de placas (ou escudos) pré-frontais e 3 pares pós-orbitais. O tamanho da cabeça é grande e relativamente desproporcional ao corpo (MÁRQUEZ, 1990). A carapaça das fêmeas adultas do Brasil tem medida curvilínea média de 103 cm de comprimento (MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007; MARCOVALDI & LAURENT, 1996) e o peso de exemplares adultos pode variar de 100 a 180 kg (PRITCHARD & MORTIMER, 1999) (Figura 5).

Distribuição

Tem distribuição circunglobal, ocorrendo nos mares tropicais, subtropicais e temperados do Atlântico, Índico e Pacífico (DODD, 1988) (Figura 1). No Atlântico, os principais sítios reprodutivos estão localizados na costa sudeste dos Estados Unidos, em Cabo Verde e no Brasil (HUTCHINSON & HUTCHINSON, 2006).

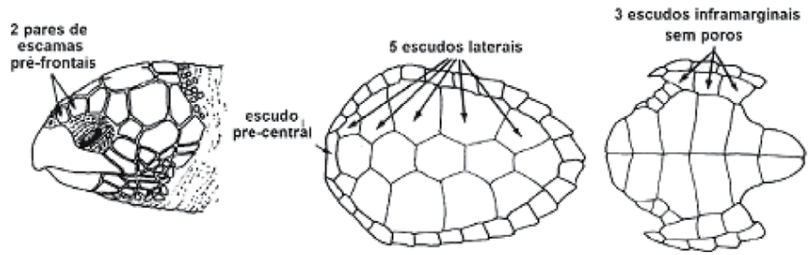


Figura 5 – Identificação de *Caretta caretta* - Adaptado de MÁRQUEZ, 1990

Principais áreas de desova

As áreas principais de desova no Brasil estão localizadas em Sergipe, norte da Bahia, norte do Espírito Santo e norte do Rio de Janeiro. Áreas secundárias ocorrem no sul do Espírito Santo e sul da Bahia. Desovas ocasionais foram registradas em Parati/RJ (CAMPOS *et al.,* 2004), em Ubatuba no litoral norte de São Paulo (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR), Pontal do Peba/AL, litoral do Ceará (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR), Pipa/RN (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR), Santa Catarina (SOTO *et al.,* 1997) e Rio Grande do Sul (NAKASHIMA *et al.,* 2004). Nas áreas com desovas regulares, a temporada de reprodução tem inicio em meados de setembro e termina em março (MARCOVALDI & LAURENT, 1996), sendo novembro o mês com maior número de desovas (MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007).

Ecologia reprodutiva

Fêmeas de *C. caretta* abordadas em praias de reprodução entre Sergipe e Rio de Janeiro apresentaram comprimento curvilíneo médio de carapaça de 103 cm e depositaram uma média de 127 ovos a cada postura (MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007). Para algumas populações conhecidas de outros países, as

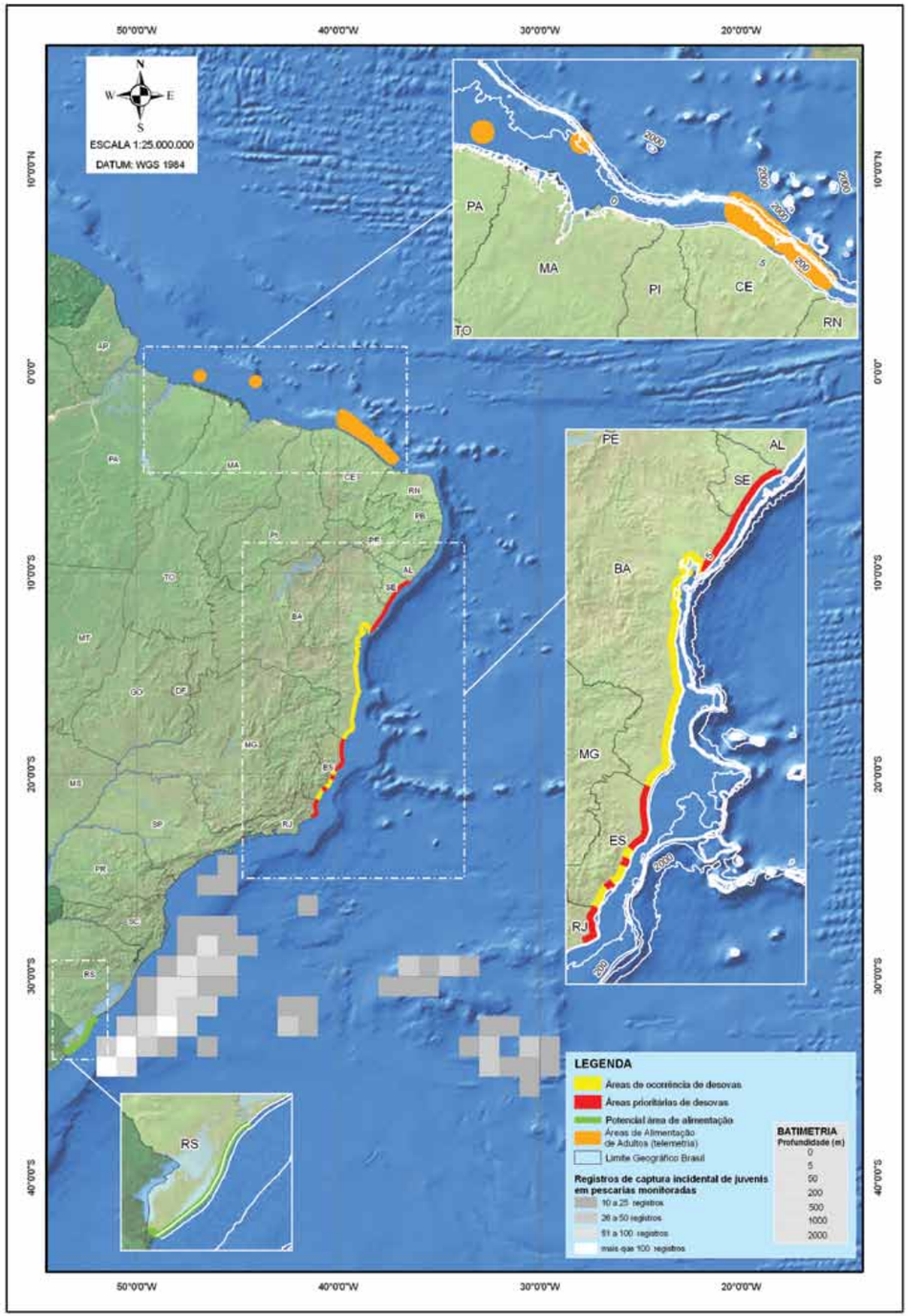


Figura 6 - Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1785 no Brasil.
Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

fêmeas remigram em intervalos de um a nove anos (DODD, 1988), com média de dois anos e meio a três anos (SCHROEDER *et al.,* 2003) e realizam de uma a sete desovas em uma mesma estação reprodutiva (DODD, 1988).

As desovas de *C. caretta* das praias da Bahia e Sergipe produzem quase exclusivamente fêmeas (89,3 a 100%), sendo que nas praias do Espírito Santo apresentam uma proporção de filhotes fêmea bem menor (53,5 a 70,5 %) (MARCOVALDI *et al.,* 1997). Este estudo ainda não foi aplicado às praias do estado do Rio de Janeiro, porém dados de tempo de incubação (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR) apontam para um tempo médio semelhante ao do estado do Espírito Santo sugerindo proporção de fêmeas equivalente, uma vez que existe uma relação (inversa) entre a temperatura de incubação e o tempo de incubação (MARCOVALDI *et al.,* 1997).

Tendência populacional

MARCOVALDI & CHALOUPKA, (2007) reportam a tendência de aumento no número de ninhos em praias-índice na Bahia e no Espírito Santo entre 1988/89 e 2003/04 (última temporada de desova analisada), com crescimento no período de 6,4% e 1,9% ao ano, respectivamente. Na temporada reprodutiva de 2009/2010 foram registrados 6,237 ninhos de *C. caretta* nas áreas monitoradas pelo TAMAR e prioritárias para conservação desta espécie (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR). Atualmente, a população de *C. caretta* que se reproduz no Brasil é uma das maiores do Atlântico, comparável à população que desova em Cabo Verde; a área de desova desta espécie com maior número de ninhos no Atlântico é o litoral sudeste dos Estados Unidos, com mais de 10.000 ninhos por ano (HUTCHINSON & HUTCHINSON, 2006; MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007; NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICE & U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE, 2007).

Características do ciclo de vida na água

Indivíduos adultos podem ser encontrados ao longo do litoral do Pará ao Rio Grande do Sul, em áreas costeiras ou oceânicas, o que é conhecido através da interação com atividade pesqueira, encalhes, recapturas de marcas e estudos telemétricos nas regiões sul, sudeste e norte do Brasil (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR; PINEDO *et al.,* 1998; SALES *et al.,* 2008; REIS *et al.,* 2009a; LEMKE *et al.,* 2006; MARCOVALDI *et al.,* 2009, 2010; MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007) (Figura 6). As fêmeas, na época de reprodução, ocupam áreas do mar no entorno das praias de desova.

Indivíduos juvenis ocupam tanto o ambiente nerítico quanto o ambiente oceânico, nos quais alimentam-se na coluna d'água. No ambiente costeiro, existem registros de encalhes de *C. caretta* e capturas incidentais em pesca em diversos estados do Brasil: Rio Grande do Sul (PINEDO *et al.,* 1998; MONTEIRO, 2004); Santa Catarina (MARTINS *et al.,* 2010); Paraná (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR); São Paulo (GALLO *et al.,* 2006); Rio de Janeiro (REIS *et al.,* 2009b); Espírito Santo (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR); Bahia (COELHO, 2009; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR); Sergipe, Fernando de Noronha e Ceará (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR). No ambiente oceânico, há registro de números significativos de capturas pela pesca oceânica industrial de espinhel de superfície ao largo da costa sul do Brasil, e em menor significância, ao largo das costas leste e nordeste, incluindo águas internacionais (SALES *et al.,* 2008). A Elevação do Rio Grande, localizada a cerca de 1100 km a leste da costa do sul do Brasil, e a região do talude entre o Uruguai e Santa Catarina são locais conhecidos de elevada captura incidental de juvenis de *C. caretta* (SALES *et al.,* 2008; MONTEIRO, 2008; GIFFONI *et al.,* 2008) e de captura de *C. caretta* em redes de deriva na região oceânica ao largo de São Paulo (SALES *et al.,* 2003). Existem ainda registros de encalhes em praias do Uruguai de fêmeas marcadas na Bahia (LAPORTA & LOPEZ, 2003) e no Espírito Santo (ALMEIDA *et al.,* 2000) e registros de captura incidental no Brasil no estuário da Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul (SILVA, 2006).

O monitoramento de oito fêmeas através de transmissores por satélite, durante a temporada 2000/2001, no litoral do Espírito Santo, mostrou que estes animais migraram em direção ao sul e nordeste do Brasil ao longo da plataforma continental (MARCOVALDI *et al.,* 2009; LEMKE *et al.,* 2006). Os resultados obtidos em outro estudo de telemetria por satélite com 10 fêmeas durante a temporada reprodutiva 2005/2006 no norte da Bahia, revelaram a existência de um corredor

migratório ao longo de toda a costa Nordeste do Brasil, e áreas de alimentação e descanso na costa Norte, especialmente no Ceará (MARCOVALDI *et al.,* 2009, 2010).

Genética

Estudos de genética, baseados em DNA mitocondrial, mostram que a população brasileira de *Caretta caretta* é distinta das demais populações conhecidas no mundo, e se divide em duas sub-populações: nordeste (praias da Bahia e Sergipe) e sudeste (praias do Rio de Janeiro e Espírito Santo). Em um estudo genético com 125 indivíduos juvenis capturados incidentalmente na pescaria de espinhel pelágico, na Elevação do Rio Grande, 59,5% pertenciam à população brasileira e 40,5% a outras populações (Atlântico Norte, Mediterrâneo e Indo – Pacífico) (MARCOVALDI & CHALOUPKA, 2007; REIS *et al.,* 2009b; Sales *et al.,* 2008; MONTEIRO, 2008). A partir de análises genéticas foi observado que, pertenciam à população do Brasil todos os indivíduos juvenis e subadultos (n=14) capturados na pescaria de arrasto de parelha no estuário do Rio da Prata (CARACCIO *et al.,* 2008).

Estudo genético realizado com fêmeas de Caretta caretta (N=51) que se reproduzem no estado de Sergipe apontou um índice de ocorrência de hibridismo significativo (27%) com Lepidochelys olivacea (REIS *et al*., 2009b). Não são compreendidas as causas e implicações deste fato e seu impacto na diversidade genética, taxonomia e conservação destas espécies (LARA-RUIZ *et al.,* 2006; REIS *et al.,* 2009b), sendo necessário um estudo a longo prazo dos possíveis efeitos desse fenômeno na viabilidade dessas populações.

Estado de conservação

Status Internacional: classificada como "Endangered" ("Em Perigo") na Lista Vermelha da IUCN (última avaliação realizada em 1996).

Status no Brasil: classificada como "Em Perigo" pela Avaliação do Estado de Conservação elaborado para esta espécie, com base nos dados disponíveis até 2009 (SANTOS *et al.,* 2011).

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116

3.2. *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758)



Banco de Imagens TAMAR

Figura 7 - Tartaruga verde (*Chelonia mydas*)

Nomes FAO: Green sea turtle (inglês), tortue verte (francês), tortuga verde ou tortuga blanca (espanhol) (MÁRQUEZ, 1990; MUSICK, 2002).

Nomes no Brasil: Tartaruga-verde (mais comum), tartaruga, tartaruga-do-mar, depéia, jereba, suçuarana, tartaruga-pedrês e aruanã.

Descrição

A carapaça possui 04 pares de placas laterais, sendo que as placas são justapostas. A coloração é verde-acinzentada; o ventre é branco nas populações do Atlântico. Os filhotes possuem o dorso negro e o ventre branco. A cabeça possui 01 par de placas (ou escudos) pré-frontais e 4 pares de escudos pós-orbitais (MÁRQUEZ, 1990). A carapaça dos animais adultos do Brasil tem medida curvilínea média de 115,6 cm de comprimento (GROSSMAN, 2001; MOREIRA, 2003). Os exemplares encontrados no Atlântico e no Pacífico oriental podem atingir em torno de 230 kg, sendo mais leves aqueles do Oceano Índico e do Caribe (PRITCHARD & MORTIMER, 1999) (Figura 8).

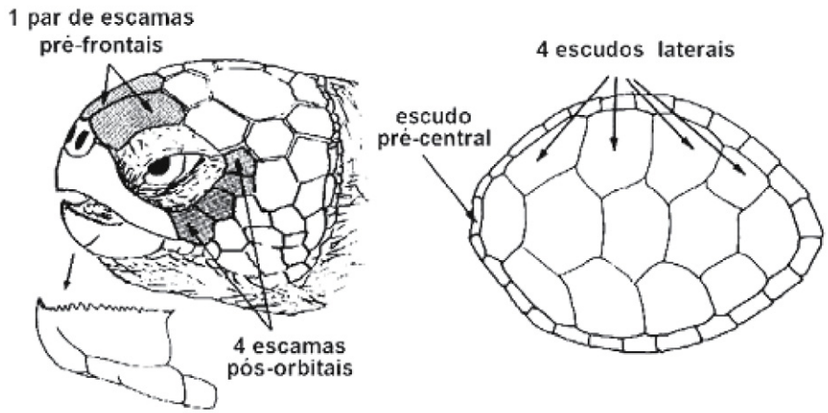


Figura 8 – Identificação de *Chelonia mydas* - Adaptado de MÁRQUEZ, 1990

Distribuição

Tem distribuição circunglobal, ocorrendo nos mares tropicais geralmente entre as latitudes 40ºS e 40ºN (HIRTH, 1997) (Figura 1). No Atlântico, os principais sítios reprodutivos estão localizados na Costa Rica, ilha de Ascensão (Reino Unido), Guiné-Bissau, México e Suriname, e ilha de Trindade (Brasil) (BRODERICK *et al.,* 2006; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

Principais áreas de desova

As principais áreas de desova no Brasil estão localizadas em ilhas oceânicas: Ilha da Trindade/ES (MOREIRA *et al.,* 1995), Reserva Biológica do Atol das Rocas/RN (BELLINI *et al.,* 1996; GROSSMAN et al,. 2003) e Arquipélago de Fernando de Noronha/PE (BELLINI & SANCHES, 1996) (Figura 9). No litoral continental há um número regular, porém relativamente pequeno de desovas no litoral norte da Bahia. Raros registros de desovas para esta espécie ocorrem nos estados do Rio Grande do Norte, Sergipe, Espírito Santo e Rio de Janeiro (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR).

Ecologia reprodutiva

A atividade reprodutiva da *C. mydas* é semelhante para as três áreas de desova oceânicas, iniciando em dezembro e prolongando-se até maio ou início de junho, ou seja, a desova apresenta um padrão temporal diferente daquele usualmente encontrado no litoral continental (ALMEIDA *et al.,* 2011b; GROSSMAN *et al.,* 2003; GROSSMAN, 2001; BELLINI & SANCHES, 1996; BELLINI *et al.,* 1996; MOREIRA *et al.,* 1995). As fêmeas que desovam no Atol das Rocas e em Trindade apresentam comprimento curvilíneo da carapaça médio de 115,6 cm. Em cada desova depositam uma média de 122 a 125 ovos e o intervalo de remigração mais freqüente observado para estas populações é de 3 anos (GROSSMAN, 2001; MOREIRA, 2003).

A Ilha de Trindade abriga o maior número de desovas desta espécie, tendo sido registrados cerca de 3.500 ninhos em 2009/2010; Atol das Rocas e Fernando de Noronha tiveram, respectivamente, cerca de 600 e 190 ninhos na temporada 2009/2010 (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). O número de desovas para esta espécie no litoral é muito pequeno,

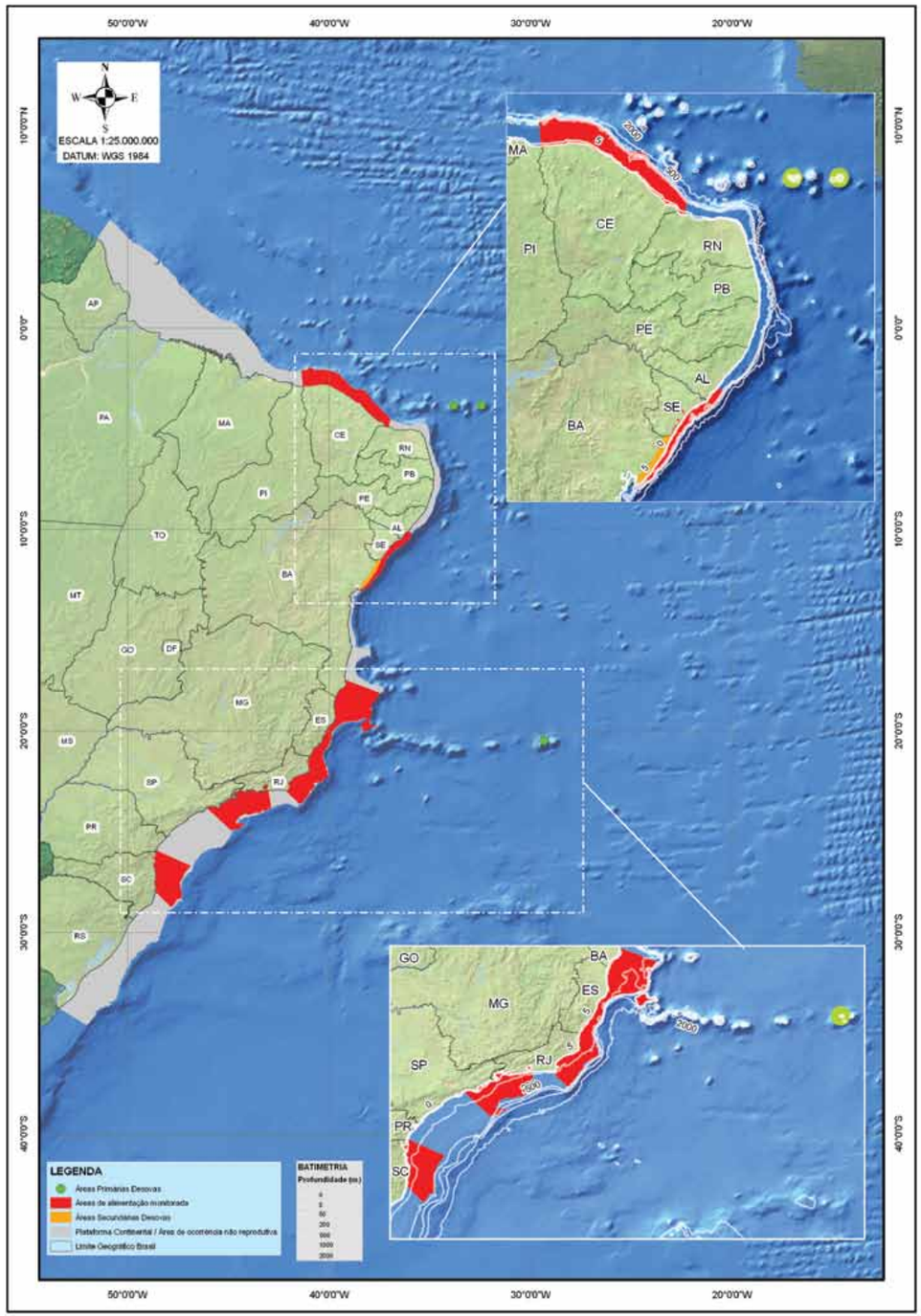


Figura 9 - Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil.
Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



variando entre 20 e 155 ninhos por temporada reprodutiva, no litoral norte da Bahia (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

Tendência populacional

Não existem ainda avaliações conclusivas sobre tendências destas populações. Entretanto, para a Ilha de Trindade, análise dos dados coletados desde 1982 indicam que a população está estável desde 1992 (MOREIRA, 2003; ALMEIDA *et al.,* 2011b). O mesmo tem sido observado para o Atol das Rocas (Banco de dados TAMAR/SITAMAR). Em Fernando de Noronha, apesar do número de desovas ter sido maior na última década do que em anos anteriores (década de 90), o pequeno número amostral não permite qualquer conclusão (Armando B. Santos, com. Pessoal).

No Atlântico, a área de desova com maior número anual de ninhos, Tortuguero, na Costa Rica, teve um número anual estimado de ninhos entre 90.000 e 150.000 aproximadamente entre 2000 e 2003 (TRÖENG & RANKIN, 2005). A Ilha de Ascensão (Ascension Island) teve cerca de 14.000 ninhos estimados em 1998/1999 (GODLEY *et al.,* 2001). Na Guiné-Bissau, foram estimados cerca de 29.000 ninhos de *C. mydas* em 2007 (CATRY *et al.,* 2009).

Características do ciclo de vida na água

Juvenis da espécie *C. mydas* são muito comuns na região costeira do mar continental do Brasil; de fato, esta é a espécie com maior número de ocorrências (encalhes, avistagens, capturas incidentais em pesca) na região costeira brasileira (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR). Há registros de encalhes ou capturas incidentais em pesca em todos os estados brasileiros do Rio Grande do Sul ao Amapá (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR; PRITCHARD, 1976; MASCARENHAS *et al.,* 2003; BRITO *et al.,* 2004; GALLO *et al.,* 2006; REIS *et al.,* 2009a), além das ilhas oceânicas: Trindade, Fernando de Noronha e Atol das Rocas (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR). Juvenis de *C. mydas* são também encontrados na região oceânica do mar, principalmente ao largo da costa nordeste do Brasil, inclusive em águas internacionais, onde há registros de capturas na pesca industrial por espinhel de superfície (SALES *et al.,* 2008). Existem poucos registros de captura de *C. mydas* em redes de deriva na região oceânica ao largo do litoral de São Paulo (SALES *et al.,* 2003).Há registros de captura incidental de *C. mydas* em atividades de pesca na Lagoa dos Patos, no Rio Grande do Sul (SOTO & BEHEREGARAY, 1997; SILVA, 2006).

Genética

As tartarugas verdes agregam-se nas áreas de reprodução e espalham-se pelas áreas de alimentação. Podendo haver indivíduos de estoques genéticos diferentes, em uma mesma área de alimentação. Estudos realizados em dois pontos da costa brasileira (Almofala/CE e Ubatuba/SP) indicaram a presença de haplótipos principalmente da Ilha de Ascensão, mas também de Matapica (Suriname), Ilha Aves (Venezuela), Tortuguero (Costa Rica), Trindade (Brasil) e possivelmente de outras áreas do Atlântico (NARO-MACIEL *et al.,* 2007). Para as áreas de desova os estudos indicam estrutura populacional significativamente distinta entre a ilha de Trindade e Fernando de Noronha/Atol das Rocas (BJORNDAL *et al.,* 2006).

Estado de conservação

Status Internacional: classificada como "Endangered" ("Em Perigo") na Lista Vermelha da IUCN (última avaliação realizada em 2004).

Status no Brasil: classificada como "Vulnerável" na Avaliação do Estado de Conservação elaborado para esta espécie, com base nos dados disponíveis até 2009 (ALMEIDA *et al.,* 2011a).

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116

3.3 *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766)



Banco de Imagens TAMAR

Figura 10 - Tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*)

Nomes FAO: Hawksbill sea turtle (inglês), tortue caret (francês) e tortuga de carey (espanhol) (MÁRQUEZ, 1990; MUSICK, 2002).

Nomes no Brasil: Tartaruga-de-pente, tartaruga-legítima, tartaruga-verdadeira.

Descrição

A carapaça possui 04 pares de placas laterais, sendo que as placas são sobrepostas, de coloração marrom; a cabeça possui 2 pares de placas (ou escudos) pré-frontais e 3 pares de pós-orbitais; o ventre é amarelo claro (MÁRQUEZ, 1990). A medida curvilínea média da carapaça nas principais areas de desova no mundo varia entre 76,8 e 97,4 cm de comprimento (MARCOVALDI *et al.*, 1999) e o peso gira em torno de 80 kg (PRITCHARD & MORTIMER, 1999) (Figura 11).

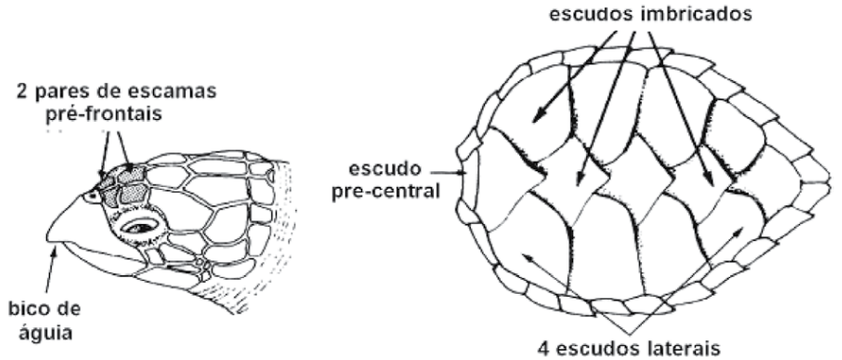


Figura 11 – Identificação de *Eretmochelys imbricata* - Adaptado de MÁRQUEZ, 1990

Distribuição

Tem distribuição circunglobal em águas tropicais e subtropicais do Atlântico, Índico e Pacífico (Figura 1). É considerada a mais tropical de todas as espécies de tartarugas marinhas, com áreas de desova geralmente situadas entre as latitudes paralelos 30ºS e 30ºN (MÁRQUEZ, 1990). No Atlântico, os principais sítios reprodutivos estão localizados em diferentes países do Caribe e no Brasil (MORTIMER, 2007) (Figura 12).

Principais áreas de desova

A principal área de desova de *E. imbricata* no Brasil está localizada no norte da Bahia e em Sergipe (MARCOVALDI *et al.*, 2007), com uma área importante no litoral sul do Rio Grande do Norte (MARCOVALDI *et al.*, 2007). Existem áreas com número menor de desovas (menos de 100 ninhos por ano) na Paraíba (MASCARENHAS *et al.*, 2003, 2004) e na região de Porto Seguro, no litoral sul baiano (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR) (Figura 12). Poucos e raros registros ainda ocorrem no Espírito Santo (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR), Pernambuco (MOURA *et al.*, 2009), Ceará (LIMA, 2002) e Piauí (SANTANA *et al.*, 2009).

Ecologia reprodutiva

A temporada de reprodução no norte da Bahia e em Sergipe tem início em novembro e termina em março, com maior número de desovas nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro. No Rio Grande do Norte, ocorre de novembro a abril, com o pico de desovas nos meses de janeiro, fevereiro e março (MARCOVALDI *et al.*, 2007).

Fêmeas de *E. imbricata* que desovam no norte da Bahia apresentam comprimento curvilíneo da carapaça médio de 97,4 cm e uma média de 136,4 ovos a cada postura (MARCOVALDI *et al.*, 1999).

Tendência populacional

MARCOVALDI *et al.*, (2007) reportam uma tendência de aumento no número de ninhos nas praias de desova localizadas na Bahia, Sergipe e em Pipa (RN), na ordem de 7 vezes no período entre as campanhas reprodutivas de 1991/92 à 2005/06. O número atual de ninhos registrados nas áreas de desova brasileiras – cerca de 1.900 ninhos – coloca a população brasileira entre as maiores populações do Atlântico.

Características do ciclo de vida na água

As áreas de alimentação conhecidas para a tartaruga de pente no Brasil são as ilhas oceânicas de Fernando de Noronha-PE e Atol das Rocas-RN (SANCHES & BELLINI, 1999), onde juvenis desta espécie são encontradas normalmente em águas rasas, com até cerca de

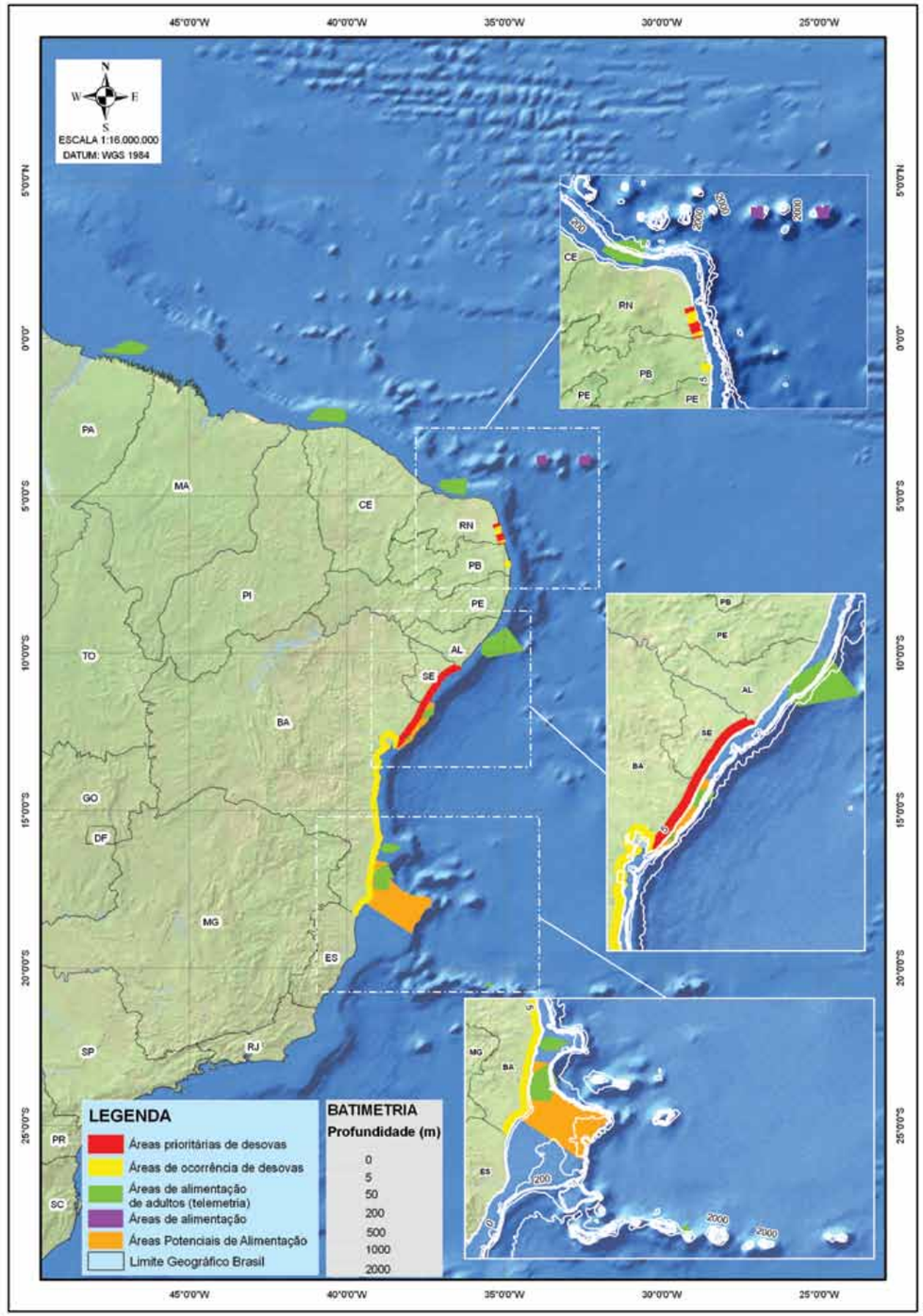


Figura 12 - Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil.
Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.



40 m (SANCHES, 1999). Evidências apontam o banco dos Abrolhos-BA como uma importante área de alimentação para esta espécie (PEDROSA & VERÍSSIMO, 2006); há ainda ocorrência na Reserva Biológica Marinha do Arvoredo/SC (REISSER *et al.,* 2008) e também na Ilha de Trindade/ES (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

No litoral, existem registros de encalhes de *E. imbricata* e capturas incidentais por pescarias costeiras em diversos estados do Brasil: Rio Grande do Sul (PINEDO *et al.,* 1998; MONTEIRO, 2004); Santa Catarina (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR); São Paulo (GALLO *et al.,* 2006); Rio de Janeiro (REIS *et al.,* 2009); Espírito Santo (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR); Bahia (COELHO, 2009; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR); Sergipe, Rio Grande do Norte, Fernando de Noronha e Ceará (LIMA *et al.,* 2011; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). Não há registros de capturas incidentais de *E. imbricata* em atividades de pesca na região oceânica (SALES *et al.,* 2008; MARCOVALDI *et al.,* 2006; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

Estudos de telemetria indicam migrações de fêmeas adultas próximas à costa do estado da Bahia, entre Salvador e Abrolhos, e entre Salvador e áreas de alimentação no estado do Ceará (MARCOVALDI *et al.,* 2009a).

Genética

A população de tartarugas de pente que desova no litoral da Bahia é significativamente distinta das demais populações existentes no mundo (LARA-RUIZ *et al.,* 2006). Recente trabalho realizado pelo Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas define a população do Brasil como uma Unidade de Manejo independente e de prioridade máxima de conservação (WALLACE *et al., 2010, 2011*). Um estudo realizado no litoral norte da Bahia (n=119) mostrou que 44% do total das tartarugas analisadas são híbridas, sendo 42% entre *E. imbricata* e *C. caretta* e 2% entre *E. imbricata* e *L. olivacea* (LARA-RUIZ *et al.,* 2006). Ainda não são compreendidas as causas e implicações da hibridização e seu impacto na diversidade genética, taxonomia e conservação destas espécies (LARA-RUIZ *et al.,* 2006; REIS *et al.,* 2009b). Em áreas de alimentação há uma mistura de haplótipos, indicando que tartarugas de diferentes estoques genéticos (áreas de desova) coexistem em áreas de alimentação e em outras áreas distantes das de reprodução (BASS, 1999; LARA-RUIZ *et al.,* 2006). As áreas de alimentação conhecidas de Fernando de Noronha e Atol das Rocas são compostas por juvenis e sub-adultos pertencentes a estoques múltiplos como, por exemplo: Guiné Bissau, Cuba, Barbados e Brasil (SANCHES & BELLINI, 1999; LARA-RUIZ com. pessoal; MORTIMER & DONNELLEY, 2007). Corroborando com os resultados dos estudos genéticos, os dados de marcação realizados no Brasil mostram migrações de longa distância através de dois indivíduos subadultos marcados em Fernando de Noronha e no Atol das Rocas, recapturados no Gabão e no Senegal (África), respectivamente (BELLINI *et al.,* 2000; GROSSMAN *et al.,* 2007).

Estado de conservação

Status Internacional: "Critically Endangered" ("Criticamente em Perigo") na Lista Vermelha da IUCN (última avaliação realizada em 2008).

Status no Brasil: Classificada como "Criticamente em Perigo" na Avaliação do Estado de Conservação elaborado para esta especie, com base nos dados disponíveis até 2009 (MARCOVALDI *et al.,* 2011).

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116

3.4. *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766)



Banco de Imagens TAMAR

Figura 13 - Tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*)

Nomes FAO: Leatherback turtle (inglês), tortue Luth (francês), tortuga laúd ou Baula (espanhol) (MÁRQUEZ, 1990; MUSICK, 2002).

Nomes no Brasil: Tartaruga-gigante, tartaruga-de-couro tartaruga-de-leste, tartaruga-preta, tartaruga-de-cerro, tartaruga-de-quilha, tartaruga sete-quilhas, careba-mole, careba-gigante.

Descrição

A carapaça possui 7 quilhas longitudinais, sem placas; a coloração é negra com manchas brancas, azuladas e rosadas; a cabeça e as nadadeiras são recobertas de pele sem placas ou escudos; a coloração do ventre é similar à carapaça porém com manchas mais claras (MÁRQUEZ, 1990). As fêmeas adultas do Brasil têm comprimento curvilíneo médio de 159 cm, podendo atingir 182 cm (THOMÉ *et al.*, 2007). Pesam em média 500 kg (PRITCHARD & MORTIMER, 1999), mas há registros de animais com mais de 700 kg (Figura 14).

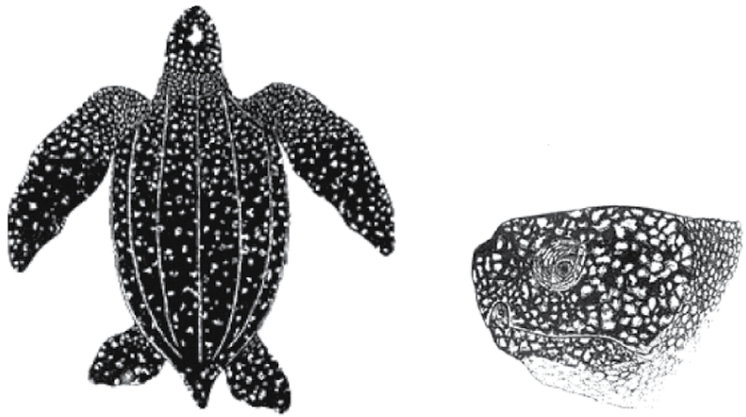


Figura 14 – Identificação de *Dermochelys coriacea*

Distribuição

A espécie *D. coriacea* desova em praias dos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico (HUTCHINSON & HUTCHINSON, 2006). No Atlântico, as principais áreas de desova localizam-se no Suriname e Guiana Francesa, Trinidad e Tobago, Gabão e Congo; também há número significativo de desovas em diversos locais do Caribe, sul dos Estados Unidos e ilha de Bioko (Guiné Equatorial) (HUTCHINSON & HUTCHINSON, 2006; THOMÉ *et al.,* 2007; FOSSETTE *et al.,* 2008). A espécie tem hábitat essencialmente oceânico, podendo ser encontrada em alto mar em águas tropicais, subtropicais, temperadas e mesmo subpolares (MÁRQUEZ, 1990) (Figura 1).

Principais áreas de desova

A única área conhecida com desovas regulares de *D. coriacea* no Brasil localiza-se no norte do Espírito Santo (Figura 15). Desovas ocasionais foram registradas em diversos estados do Brasil: Piauí, Rio Grande do Norte, Bahia, Rio de Janeiro, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (BARATA & FABIANO, 2002; LOEBMAN *et al.,* 2008; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). No Espírito Santo, a temporada de desova vai de setembro a janeiro, com maior número de desovas em novembro e dezembro (THOMÉ *et al.,* 2007).

Ecologia reprodutiva

As fêmeas desta espécie que reproduzem no Espírito Santo possuem comprimento curvilíneo da carapaça entre 139 e 182 cm, com média de 159,8 cm, e depositam em média 87,7 ovos viáveis, além de 22,1 ovos menores, não-viáveis, por desova (THOMÉ *et al.,* 2007). Em uma mesma temporada reprodutiva as fêmeas podem realizar até 11 desovas (BOULON *et al.,* 1996), com intervalo de remigração entre dois e três anos (THOMÉ *et al.,* 2007).

Tendência populacional

Apesar da tendência de aumento observada no período entre 1995/1996 e 2003/2004 (THOMÉ *et al.,* 2007) dados para o período 2002/2003 a 2009/2010 mostram marcadas oscilações no número de ninhos: na temporada mais recente - 2009/2010 – foram registrados somente 26 ninhos (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). O número de ninhos registrados a cada ano no Espírito Santo corresponde a um número anual relativamente pequeno de fêmeas, da ordem de 1 a 19 fêmeas por ano (THOMÉ *et al.,* 2007). Devido ao pequeno tamanho da população e à existência natural de flutuações no número anual de desovas de populações desta espécie (THOMÉ

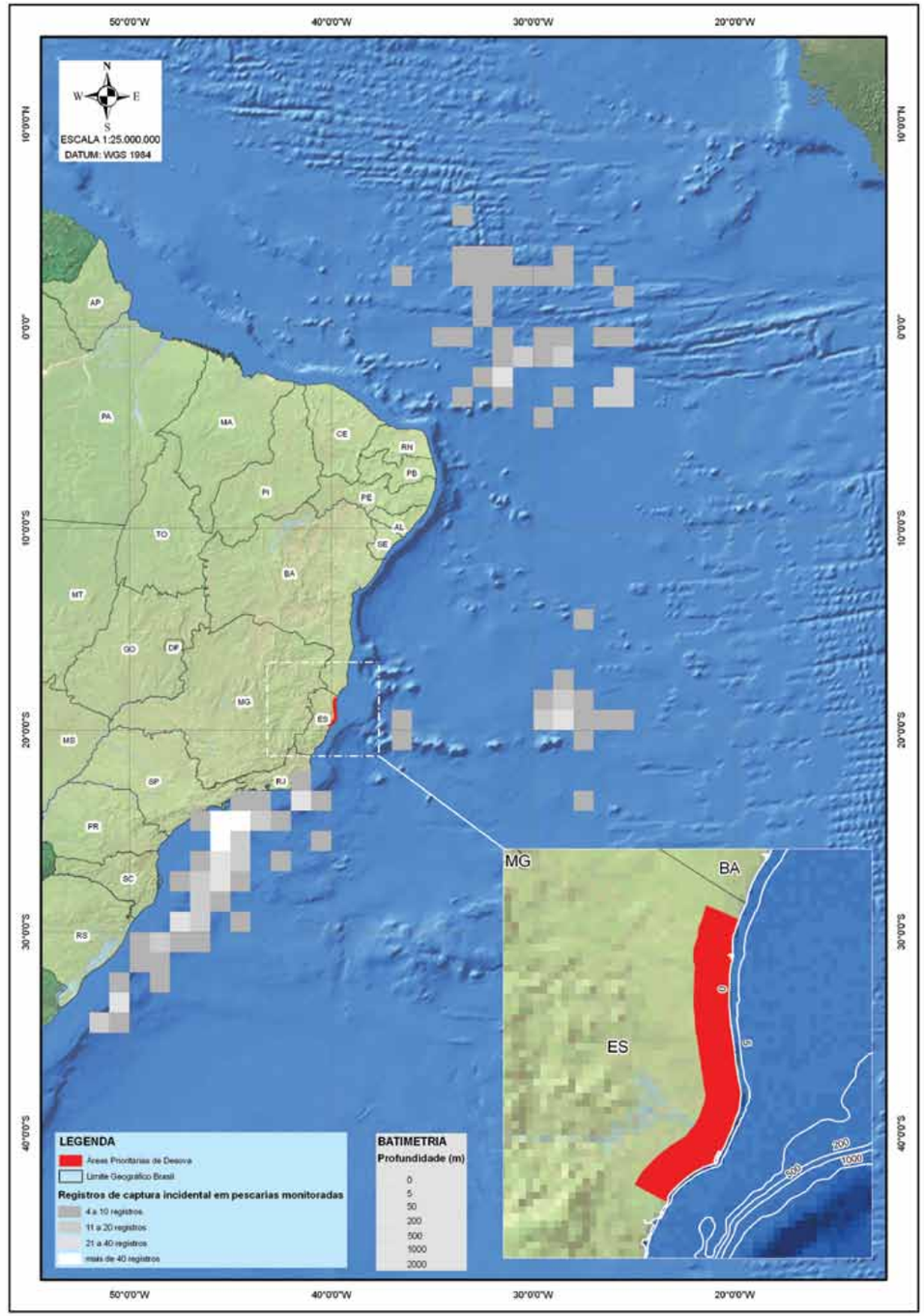


Figura 15 - Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766) no Brasil.
Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

et al., 2007), essa variação é esperada. Assim, o alto número de *D. coriacea* encalhadas ou capturadas incidentalmente no Brasil só pode ser explicado pela ocorrência de animais provenientes de outras populações (BARATA *et al.,* 2004, SALES *et al.,* 2008).

Características do ciclo de vida na água

Encalhes, avistagens e capturas incidentais em pesca de *D. coriacea* foram registrados ao longo da região costeira brasileira do Pará ao Rio Grande do Sul, com maiores números nas costas norte-nordeste e sul-sudeste e números relativamente grandes de encalhes no Rio Grande do Sul (D'AMATO, 1991; BARATA *et al.,* 2004; MONTEIRO, 2004; REIS *et al.,* 2009a).

Capturas incidentais de *D. coriacea* na região oceânica em pesca industrial com espinhel de superfície foram registradas ao largo da região nordeste e, em números maiores, ao largo das costas sudeste e sul do Brasil (Figura 15); muitas capturas ocorreram na região em torno da Elevação de Rio Grande e na região do talude ao largo do sul do Brasil entre o Uruguai e Santa Catarina (SALES *et al.,* 2008). Existem registros de captura de *D. coriacea* em redes de deriva na região oceânica ao largo de São Paulo (SALES *et al.,* 2003) e em redes de emalhe costeiras no Rio de Janeiro e Espírito Santo (BILLES *et al.,* 2006, Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

D. coriacea tem hábitos de forrageio desde a superfície do oceano até grandes profundidades (DOYLE *et al.,* 2008). A dieta é composta por zooplâncton gelatinoso, como medusas, sifonóforos e tunicados pelágicos (pirossomos e salpas) (JAMES & HERMAN, 2001; WITT *et al.,* 2007). Estudos de telemetria por satélite apontaram deslocamentos de *D. coriacea*, entre a costa do Espírito Santo até o estuário do rio da Prata e vice versa (ALMEIDA *et al.,* 2011; LOPEZ-MENDILAHARSU *et al.,* 2009). Fêmeas marcadas no Gabão foram recapturadas ou encontradas mortas no Brasil e na Argentina (BILLES *et al.,* 2006) e uma fêmea marcada no Espírito Santo e encontrada morta na costa da Namíbia (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR), confirmam a presença de migrações transatlânticas de tartarugas que desovam no Atlântico leste para o Atlântico oeste e vice-versa.

Fêmeas monitoradas por satélite a partir da costa sudeste brasileira – 3 fêmeas marcadas em praias de desova no Espírito Santo e uma recuperada de rede de deriva na costa de São Paulo – mostraram uma utilização nas áreas adjacentes às praias de desova durante o período reprodutivo e destacaram uma importante área de alimentação compartilhada pelo Brasil, Uruguai e Argentina, no sul da America do Sul (ALMEIDA *et al.,* 2011).

Genética

D. coriacea encalhadas ou capturadas incidentalmente no sul do Brasil parecem pertencer a múltiplos estoques genéticos (VARGAS *et al.,* 2008). Fêmeas marcadas em áreas de desova no Gabão chegam à costa sudeste do Brasil e Argentina (BILLES *et al.,* 2006), reforçando esta evidencia e mostrando que a alta captura incidental registrada na atividade pesqueira brasileira nas rotas migratórias já determinadas para estes animais atinge pelo menos duas populações reprodutivas (SALES *et al.,* 2008).

Estado de conservação

Status Internacional: classificada como "Critically Endangered" ("Criticamente em Perigo") na Lista Vermelha da IUCN (última avaliação realizada em 2000).

Status no Brasil: classificada como "Criticamente em Perigo" na Avaliação de Estado da Conservação elaborado para esta especie, com base nos dados disponíveis até 2009 (ALMEIDA *et al.,* 2011c).

3.5. *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829)



Banco de Imagens TAMAR

Figura 16 - Tartaruga de oliva (*Lepidochelys olivacea*)

Nomes FAO: Olive ridley turtle (inglês), tortue olivâtre (francês), tortuga golfina (espanhol) (MÁRQUEZ, 1990; MUSICK, 2002).

Nomes no Brasil: tartaruga-comum, tartaruga-oliva, tartaruga-pequena ou xibirro.

Descrição

A carapaça possui de 5 a 9 pares (normalmente 6) de placas laterais, sendo que as placas são assimétricas; a coloração dorsal é verde oliva e o ventre é amarelo claro; a cabeça possui 2 pares de placas (ou escudos) pré-frontais e 3 pares pós-orbitais (MÁRQUEZ, 1990). A carapaça tem medida curvilínea média de 73,1 cm de comprimento (SILVA *et al.,* 2007) e podem chegar a pesar em torno de 50 kg (PRITCHARD & MORTIMER, 1999) sendo que para o estado de Sergipe, o peso registrado para as fêmeas variou entre 31 e 59,8 kg (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). É a menor dentre as espécies de tartarugas marinhas encontradas em águas brasileiras. (Figura 17).

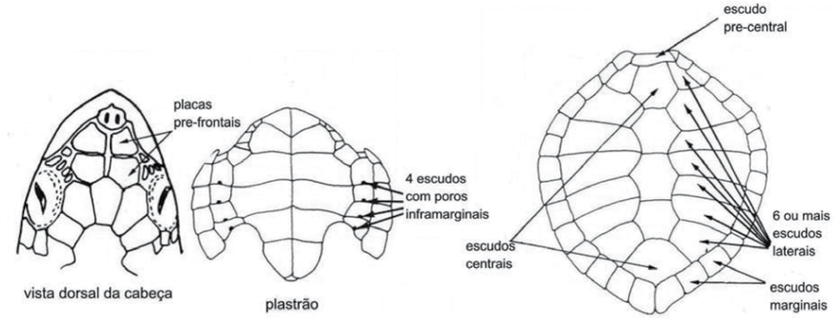


Figura 17 – Identificação de *Lepdochelys olivacea*. Adaptado de MÁRQUEZ, 1990

Distribuição

L. olivacea tem ampla distribuição pelas bacias oceânicas tropicais e subtropicais (Figura 1), sendo provavelmente a mais abundante das espécies de tartarugas marinhas (MÁRQUEZ, 1990; MARCOVALDI, 2001; PLOTKIN, 2007; ABREU-GROBOIS & PLOTKIN, 2008). Existem praias de desova no Atlântico, Índico e Pacífico. No Atlântico, os principais sítios reprodutivos estão localizados no Suriname/Guiana Francesa e Brasil, com áreas secundárias na África: Guiné-Bissau, Camarões, Congo e Angola (SWOT, 2009).

Principais áreas de desova

A principal área de reprodução de *L. olivacea* está localizada entre o litoral sul do estado de Alagoas e o litoral norte da Bahia com maior densidade de desovas no estado de Sergipe (CASTILHOS & TIWARI, 2006, SILVA *et al.,* 2007; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). O Espírito Santo é uma área secundária de desova, com poucas dezenas de ninhos por temporada (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR) (Figura 18). Registros raros e esporádicos são encontrados no Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte e Ceará (LIMA *et al.,* 2003; SANTANA *et al.,* 2009, SILVA *et al.,* 2007; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

Ecologia reprodutiva

Na região entre Alagoas e norte da Bahia, a temporada de reprodução começa em setembro e termina em março, com maior número de desovas em novembro, dezembro e janeiro.

A espécie desova de forma solitária (SILVA *et al.,* 2007), depositando 1, 2 ou 3 ninhos a cada temporada reprodutiva, com intervalo internidal de 22,5 dias (MATOS *et al.,* 2008; MATOS, 2009).Fêmeas que desovaram nas praias do litoral norte da Bahia e em Sergipe apresentaram comprimento curvilíneo de carapaça entre 62,5 e 83 cm (média de 73 cm) e média de 100,1 ovos por ninho (SILVA *et al.,* 2007).

Tendência populacional

Em Sergipe e na Bahia, dados obtidos no período de 1991/1992 a 2002/2003 indicam um aumento de cerca de 10 vezes no número de ninhos no período - para 2002/2003 foi estimada a existência de cerca de 2.600 ninhos da espécie nos dois estados (SILVA *et al.,* 2007). Na temporada reprodutiva de 2009/2010 foram registrados cerca de 6.710 ninhos da espécie *L. olivacea* em todo o litoral brasileiro (Sergipe, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro) (Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR).

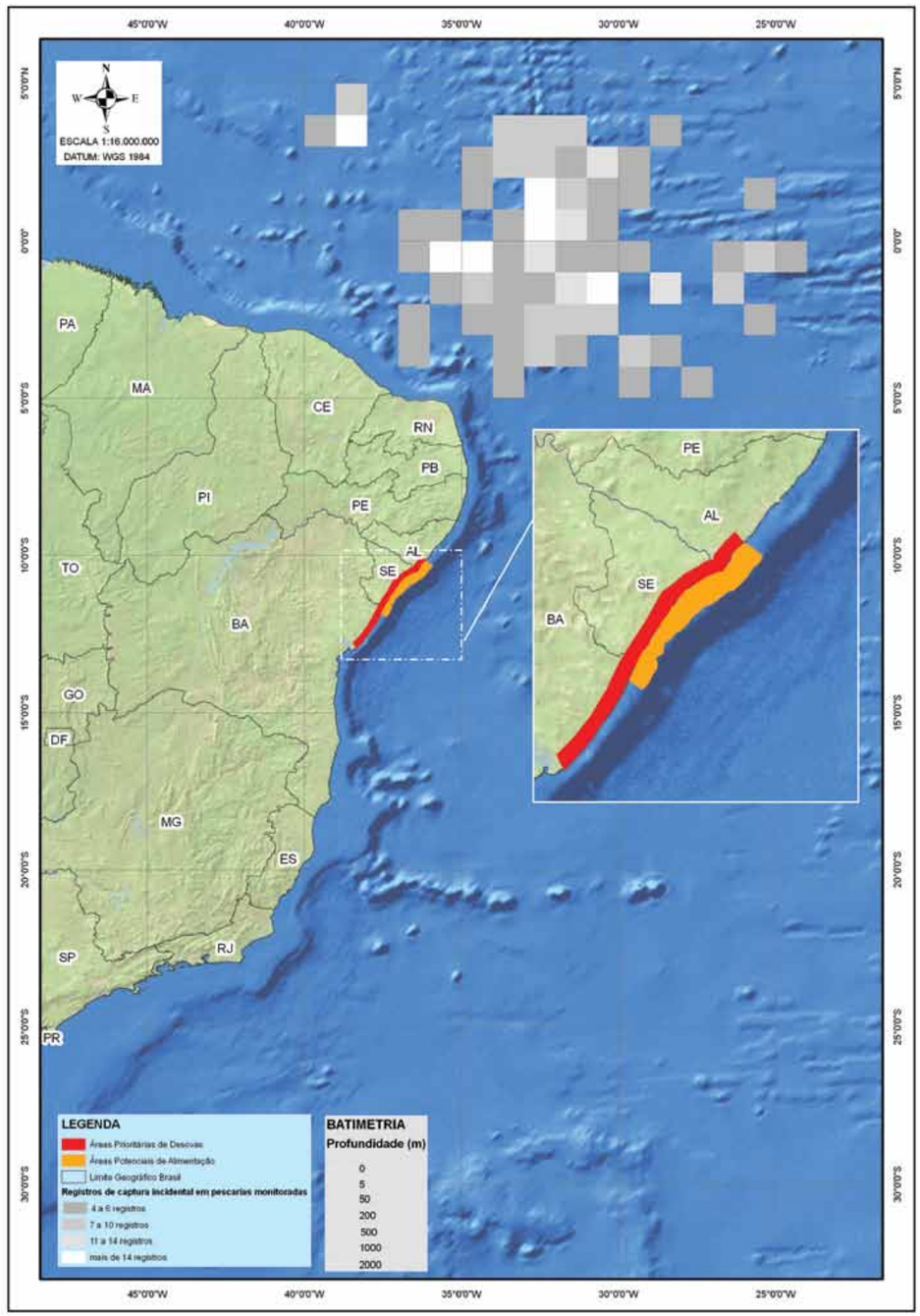


Figura 18 – Distribuição geográfica da tartaruga marinha *Lepidochelya olivacea* (Linnaeus, 1766) no Brasil.
Fonte: Banco de dados do TAMAR / SISTAMAR.

Características do ciclo de vida na água

As capturas incidentais de *L. olivacea* ocorrem em praticamente toda a costa do Brasil e na zona oceânica sendo que as pescarias de arrasto de camarão e espinhel pelágico representam as maiores ameaças, com capturas de adultos e juvenis (SALES *et al.,* 2008; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR). Na região costeira, existem registros de encalhes ou capturas incidentais em atividades de pesca nos estados do Maranhão ao Rio Grande do Sul (PINEDO *et al.,* 1998; SOTO & BEHEREGARAY, 1997b; MONTEIRO, 2004; REIS *et al.,* 2009; Banco de Dados TAMAR/ SITAMAR). Existe também registro de captura de *L. olivacea* por pesca de arrasto para camarão na costa de Sergipe (SILVA *et al.,* 2010). Na região oceânica, existem registros de captura incidental em pesca oceânica industrial com espinhel de superfície ao largo do litoral no nordeste até o sul do Brasil, principalmente ao largo do nordeste (SALES *et al.,* 2008) (Figura 18).

Os estudos de telemetria apontaram deslocamentos costeiros desde o Espírito Santo até o Pará além de migrações para regiões equatoriais do Atlântico (MARCOVALDI *et al.,* 2008; SILVA *et al.,* no prelo)), sugerindo possíveis áreas de alimentação nos estados do Pará, Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas e Espírito Santo (SILVA *et al.,* 2010).

Resultados das análises de fêmeas grávidas (com presença de ovos em formação) encontradas mortas nas praias de desova confirmam a perda de animais reprodutivamente ativos (CASTILHOS & TIWARI, 2006). O registro de animais adultos encalhados mortos nas praias de desova, com presença de camarão no trato digestório indica uma possível interação com a pesca de arrasto de camarão local (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR).

Análises de trato digestório de 16 animais encalhados em 2009 (4 machos e 12 fêmeas) identificou seis grandes categorias alimentares: Osteichthyes (peixes), Crustacea, Mollusca, sedimento, matéria orgânica digerida (MOD) e material não identificado. Os resultados indicam preferência por crustáceos decápodes bentônicos, utilizando-se também de recursos oportunísticos, como peixes demersais, incluindo descartes da pesca (COLMAN, 2009).

Genética

Estudos genéticos realizados com *L. olivacea* em processo reprodutivo na Bahia e Sergipe revelaram que não existe diferença entre as fêmeas que desovam nas duas áreas, mostrando uma baixa diversidade genética. Também não foram encontradas evidências de diferenciação genética entre populações que desovam no Brasil, Suriname e Guiana.

Estado de conservação

Status Internacional: classificada como "Vulnerable" ("Vulnerável") na Lista Vermelha da IUCN (última avaliação realizada em 2008).

Status no Brasil: classificada como "Em Perigo" na Avaliação do Estado de Conservação elaborado para esta espécie, com base nos dados disponíveis até 2009 (CASTILHOS *et al.,* 2011).

4. HISTÓRICO DE CONSERVAÇÃO

Todas as espécies que ocorrem no Brasil estão classificadas como ameaçadas (categorias "Vulnerável" ou "Em Perigo" ou "Criticamente em Perigo") na Lista Vermelha da União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN, 2001), e estão incluídas na Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção, do Ministério do Meio Ambiente (MACHADO *et al.*, 2008). Todas integram o apêndice I da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Selvagem (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna – CITES), da qual o Brasil é signatário.

Em 1980, foi criado o Projeto Tartaruga Marinha (hoje, Projeto TAMAR-ICMBio), com o objetivo de identificar as principais áreas de reprodução das 5 espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil e as ameaças à sobrevivência destas populações. Em 1982 foram implementadas as primeiras bases de proteção e pesquisa do Projeto (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999).

Não existem dados quantitativos comprovados da abundância das espécies que ocorrem em nosso litoral e ilhas oceânicas para o período anterior a 1980. O levantamento inicial do Projeto TAMAR em nosso litoral, realizado através de entrevistas com os pescadores ao longo da costa entre os anos 1980 e 1981, constatou um histórico muito longo de exploração e uso direto para consumo de ovos e tartarugas. O depoimento mais freqüente de moradores locais descrevia um número de tartarugas muito maior no passado, havendo, na época das entrevistas, coleta de praticamente todos os ovos e matança da maioria das fêmeas (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999). Relatos em algumas



Banco de Imagens TAMAR

Figura 19 – Nascimento de filhotes de *Chelonia mydas*



comunidades litorâneas nos primeiros anos de atuação do Projeto TAMAR indicavam que, devido à coleta quase completa dos ovos, muitos moradores jamais tinham visto um filhote de tartaruga marinha (MARCOVALDI & ALBUQUERQUE, 1983). A população de tartarugas marinhas que se reproduz no Arquipélago de Fernando de Noronha enfrentou uma drástica redução devido à exploração humana (BELLINI & SANCHES, 1996) e no início da década de 80, ainda havia fábricas que produziam jóias com o casco das tartarugas de pente, promovendo o comércio inclusive nas praias (MARCOVALDI & ALBUQUERQUE, 1981).

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

5. AMEAÇAS ÀS TARTARUGAS MARINHAS

Atualmente, todas as sete espécies de tartarugas marinhas estão incluídas nas listas de espécies ameaçadas de extinção em escala mundial. A interferência humana em escala global é a causa do colapso das populações destas espécies. As ameaças das atividades humanas impactam todos os estágios do ciclo de vida das tartarugas, desde a perda de áreas de desova e dos hábitats de alimentação até a mortalidade na costa e em alto mar pela prática intensa da pesca tanto artesanal quanto industrial. Também são ameaçadas por uma carga de resíduos não biodegradáveis e poluentes que os oceanos e zonas costeiras recebem. (LUTCAVAGE *et al.,* 1997).

5.1. DESENVOLVIMENTO COSTEIRO

O impacto humano sobre os hábitats das tartarugas marinhas é reconhecido há décadas (LUTCAVAGE *et al.,* 1997), assim como os esforços para mitigação concentrados no ambiente terrestre. Apesar de progressos feitos na proteção e recuperação de ecossistemas marinhos em algumas áreas, impactos antropogênicos diretos ou indiretos continuam a ocorrer (HAMANN *et al.,* 2010).

Segundo HAMANN *et al.,* (2010), respostas das tartarugas marinhas às alterações de ecossistemas marinhos e terrestres têm sido documentadas em alguns casos, incluindo o aumento da temperatura nos sítios de desova de *Eretmochelys imbricata* devido ao desmatamento (KAMEL & MROSOVSKY, 2006) e alterações na dieta de *Caretta caretta* em função na alteração da disponibilidade das presas (SENEY & MUSICK, 2007).

LUTCAVAGE *et al.,* (1997) e CHOUDHURY *et al.,* (2003), descrevem os principais fatores ligados ao desenvolvimento costeiro e que causam um impacto negativo nas populações de tartarugas marinhas:

Movimentação da areia da praia (extração de areia e aterros)

A extração de areia e o aterro de praias alteram as características físicas dos locais de desova das tartarugas marinhas, causando problemas na escavação dos ninhos, afetando arquitetura das câmaras de ovos, alterando a temperatura de incubação e as taxas de trocas gasosas e de absorção de água, interferindo na proporção sexual e comprometendo a sobrevivência dos ovos e filhotes. Estas modificações podem inviabilizar a utilização da praia pelas fêmeas, reduzindo as áreas disponíveis para nidificação.

No Brasil, esta ameaça está presente em áreas destinadas a construções portuárias e em orlas com crescimento turístico.

Fotopoluição

A poluição luminosa decorrente de instalações humanas em áreas litorâneas, causada pela incidência direta de luminosidade sobre a praia, pela visibilidade de pontos luminosos a partir da praia ou área marinha e pela formação do horizonte luminoso decorrente da dispersão da luz, pode alterar comportamentos noturnos críticos para as espécies de tartarugas marinhas, em especial a forma como estes animais selecionam seus sítios de desovas, como retornam para o mar após a postura e como os filhotes localizarão o mar após a emersão dos ninhos (WITHERINGTON & MARTIN, 1996).

Estas condições poderão resultar na seleção negativa deste trecho do litoral pelas fêmeas no momento da desova, bem como na desorientação dos filhotes que emergirem dos ninhos, que terão dificuldade de localizar o mar e realizar a migração para áreas oceânicas abertas, caso ocorra a incidência de luminosidade sobre a praia, o mar ou a formação de horizonte luminoso.

LORNE & SALMON, (2007) estudaram o efeito da exposição à luz artificial na orientação de filhotes de tartarugas na praia e no mar e verificaram que a permanência na área de praia em decorrência da desorientação por luzes artificiais, reduz a capacidade dos filhotes localizarem o mar e a extensão dos deslocamentos para o mar aberto, mesmo que estes consigam localizá-lo (Figura 20).

Banco de Imagens TAMAR



Banco de Imagens TAMAR

Figura 20 – Iluminação noturna na praia

Trânsito de veículos

O trânsito de veículos, além do risco de atropelamento de fêmeas e filhotes, pode compactar os ninhos em incubação, dificultando o nascimento dos filhotes pré-emergentes. As marcas de pneus dificultam o acesso dos filhotes ao mar, exigindo maior esforço dos mesmos, o que aumenta a suscetibilidade à predação (Figura 21a e 21b).

Adicionalmente, o trânsito de veículos em áreas de desova gera ruídos que podem afetar o comportamento reprodutivo das tartarugas marinhas (LOHMANN *et al.,* 1997). A presença de pessoas e a movimentação de veículos podem causar acidentes com as fêmeas, ninhos e filhotes, de tartarugas marinhas. KIKUKAWA et al. (1999) identificaram a distância de assentamentos humanos como o segundo fator mais importante entre 23 fatores estudados para a seleção de áreas de desova pelas fêmeas de *Caretta caretta*.



Banco de Imagens TAMAR

Figura 21a – Filhotes tentando chegar a praia



Banco de Imagens TAMAR

Figura 21b – Veículo em movimento na praia

Presença humana nas praias

Tráfego intenso de pessoas também pode compactar os ninhos em incubação dificultando o nascimento dos filhotes pré-emergentes. A presença humana durante a noite pode causar o abandono do processo de nidificação pela fêmea. Cadeiras de praia e guarda-sóis, dentre outros, impedem as fêmeas de alcançarem áreas propícias para desova, danificam os ninhos e podem interferir na temperatura de incubação devido ao sombreamento (Figura 22).



Banco de Imagens TAMAR

Figura 22 - Movimentação de pessoas nas praias

Portos, ancoradouros e molhes

A indústria naval, pesqueira, de operação militar, de exploração de óleo e gás, usinas siderúrgicas e de geração de energia nuclear exigem uma série de cuidados e mecanismos de proteção e de mitigação nas áreas da costa para sua implantação. Entre os impactos causados destaca-se a degradação/alteração de hábitats bentônicos usados para forrageio pelas tartarugas através de dragagem, descarte do material dragado, assoreamento, construção de enrocamentos/molhes, alteração das correntes marinhas. Além disto, outros problemas aumentam durante a operação como a iluminação artificial, poluição química (derramamentos), física (detritos) e térmica (aumento da temperatura em efluentes), impactando direta ou indiretamente as tartarugas marinhas, em geral juvenis, que se abrigam e se alimentam nestas regiões. O aumento de tráfego marítimo interfere seriamente em rotas migratórias, podendo também causar mutilações (Figura 23a e 23b).

Implantação destas estruturas próximas a áreas de desova e reprodução de tartarugas marinhas impactam diretamente as populações, além de causarem a perda permanente destes hábitats.



Banco de Imagens TAMAR

Figura 23a– *Dermochelys coriacea* mutilada na nadadeira esquerda e no bico



Banco de Imagens TAMAR

Figura 23b – *Chelonia mydas* com o casco perfurado por hélice de embarcação



Banco de Imagens TAMAR

Figura 20 – Iluminação noturna na praia

Trânsito de veículos

O trânsito de veículos, além do risco de atropelamento de fêmeas e filhotes, pode compactar os ninhos em incubação, dificultando o nascimento dos filhotes pré-emergentes. As marcas de pneus dificultam o acesso dos filhotes ao mar, exigindo maior esforço dos mesmos, o que aumenta a suscetibilidade à predação (Figura 21a e 21b).

Adicionalmente, o trânsito de veículos em áreas de desova gera ruídos que podem afetar o comportamento reprodutivo das tartarugas marinhas (LOHMANN *et al.,* 1997). A presença de pessoas e a movimentação de veículos podem causar acidentes com as fêmeas, ninhos e filhotes, de tartarugas marinhas. KIKUKAWA et al. (1999) identificaram a distância de assentamentos humanos como o segundo fator mais importante entre 23 fatores estudados para a seleção de áreas de desova pelas fêmeas de *Caretta caretta*.



Banco de Imagens TAMAR

Figura 21a – Filhotes tentando chegar a praia



Banco de Imagens TAMAR

Figura 21b – Veículo em movimento na praia

As tartarugas são afetadas por uma variedade de problemas de saúde, mas nada tem causado tanta preocupação como a fibropapilomatose, considerada uma ameaça crescente para a sobrevivência das tartarugas marinhas no mundo, em especial da tartaruga verde (*Chelonia mydas*).

A fibropapilomatose foi detectada primeiramente em tartarugas verdes por volta dos anos 30 na Flórida (SMITH & COATES, 1938). Trata-se de uma doença debilitante e de origem infecciosa, que pode levar à morte, caracterizada por múltiplas massas de tumores cutâneos benignos variando de 0,1 a mais do que 30 cm em diâmetro, frequentemente ulcerados e necróticos, sendo mais comum nas nadadeiras, pescoço, cabeça, região inguinal e axilar e base da cauda, podendo afetar locomoção, alimentação, respiração, visão e a condição geral de saúde dos animais (HERBST, 1994) (Figura 26).

Banco de Imagens TAMAR



Banco de Imagens TAMAR



Figura 26 – Tartarugas com fibropapilomatose

Mesmo existindo uma evidência convincente do envolvimento de um herpes virus (LACKOVICH *et al.,* 1999; QUACKENBUSH *et al.,* 2001), outros fatores associados que incluem parasitos, suscetibilidade genética, carcinógenos químicos, contaminantes ambientais, biotoxinas, imunossupressão e luz ultravioleta podem ter um papel adicional na etiologia da fibropapilomatose (AGUIRRE, 1998).

No Brasil, o primeiro registro de fibropapilomatose foi realizado em 1986 no Estado do Espírito Santo e desde então ocorrências têm sido frequentemente registradas (BAPTISTOTTE *et al.,* 2000). Desde 2000, as ocorrências da doença são sistematicamente registradas no banco de dados nacional do Projeto TAMAR-ICMBio.

5.3. ATIVIDADE PESQUEIRA

A modernização e intensificação da atividade pesqueira nas últimas décadas, além de pressionar os ecossistemas marinhos, tem levado ao registro de altas taxas de capturas incidentais de tartarugas marinhas, e em decorrência disto, tem sido considerada a maior ameaça para juvenis e adultos destes animais no mundo (KOTAS *et al.,* 2004; LEWINSON *et al.,* 2004; WALLACE *et al.,* 2010).

As redes de emalhe, os espinhéis pelágicos ("long-line") e as redes de arrasto para peixe e camarão são as principais pescarias que capturam tartarugas marinhas no Brasil (BUGONI *et al.,* 2008). Sem poderem vir à superfície para respirar, acabam desmaiando e morrendo por afogamento ou mutilação causado pelas redes e anzóis (CASALE, 2008).

No início do ano 2000 a interação entre tartarugas e pescarias ganhou maior notoriedade e o assunto passou a ser discutido em diferentes instâncias, desde fóruns locais até fóruns intergovernamentais (MARCOVALDI, 2002).

No Brasil a interação entre as tartarugas marinhas e as pescarias costeiras tem sido o foco do Projeto TAMAR-ICMBio desde 1990 (THOMÉ *et al.,* 2003). Ao longo desse período várias modalidades de pesca, industriais ou artesanais, foram identificadas como importantes ameaças às populações de tartarugas marinhas que ocorrem em águas brasileiras. (MARCOVALDI *et al.,* 2006).

GALLO *et al.,* (2006), relatam para a região de Ubatuba, litoral norte de São Paulo, a

captura das tartarugas: verde (*Chelonia mydas*), cabeçuda (*Caretta caretta*) e de pente (*Eretmochelys imbricata*) por diferentes pescarias costeiras. Entre essas destaca-se a captura da tartaruga verde pelos cercos flutuantes e redes de emalhe (Figura 27a e 27b).

Banco de Imagens TAMAR



Figura 27a – Tartarugas capturadas em rede

Banco de Imagens TAMAR



Figura 27b - *Dermochelys coriacea* capturada em rede

Para a pesca oceânica de espinhel pelágico destacam-se as capturas de tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*), de couro (*Dermochelys coriacea*) e oliva (*Lepidochelys olivacea*), com predominância da tartaruga cabeçuda na região SE/S, tartaruga oliva na região N/NE e tartaruga gigante sendo capturada de forma mais uniforme de norte a sul (SALES *et al.,* 2008). As altas taxas de captura das tartarugas: cabeçuda e de couro na pesca de espinhel pelágico ao longo da costa brasileira também é relatada por outros autores (PINEDO *et al.,* 2004; KOTAS *et al.,* 2004; PONS *et al.,* 2010) (Figura 28).

Em 2001, buscando avaliar melhor a interação das tartarugas marinhas com a atividade pesqueira foi criado o Plano de Ação Nacional para a Redução da Captura Incidental das Tartarugas Marinhas na Pesca, desenvolvido em conjunto com as bases de pesquisa do Projeto TAMAR, assim como com parceiros institucionais (como Universidades), pescadores, armadores de pesca e ONG's, cujo principal objetivo é reduzir a captura e a mortalidade das tartarugas marinhas nas diferentes pescarias. (MARCOVALDI *et al.,* 2002).

Recentemente, em junho de 2010, foi realizado em Brisbane, Austrália, o Workshop Kobe II Bycatch, reunindo as principais organizações de manejo pesqueiro com o intuito de avaliar a informação disponível sobre *bycatch* (incluindo as tartarugas marinhas) e buscar mecanismos para cobrir as lacunas de informação existentes e aprimorar o esforço para coleta de dados evitando ações duplicadas e desconexas.



Banco de Imagens TAMAR

Figura 28 - Tartaruga cabeçuda capturada em espinhel

5.4. ALTERAÇÕES CLIMÁTICAS

Segundo POLOCZANSKA *et al.,* 2009, as tartarugas marinhas são geralmente vistas como vulneráveis às alterações climáticas devido ao papel que a temperatura desempenha na determinação do sexo dos embriões. O aumento da temperatura na ordem de 2 ° C pode causar a feminização de toda uma população. Além disto, por se tratar de espécies de natureza altamente migratórias, mudanças de disponibilidade de recursos alimentares, de circulação de correntes marinhas e ventos podem comprometer seu ciclo de vida longo e complexo.

Sobreviventes de mudanças climáticas no passado, incluindo os períodos glaciais e de aquecimento, estes animais têm demonstrado possuir alguma capacidade adaptativa a estes eventos.

Apesar disto, o aumento das concentrações atmosféricas de gases causadores do efeito estufa e a velocidade da elevação da temperatura global podem comprometer estas espécies que já se apresentam ameaçadas de extinção por uma série de outros fatores.

Para POLOCZANSKA *et al.,* (2009), os impactos das mudanças climáticas sobre as tartarugas marinhas são complexos e podem ser positivos ou negativos em diferentes situações. Por exemplo, a elevação do nível do mar e o aumento da intensidade de tempestades terão um impacto negativo nas praias de desova. No entanto, estas mesmas tempestades podem levar à deposição de areia em outras praias, tornando-as então propícias à desova.

Filhotes neonatos se alimentam do plâncton em mar aberto, que não é uniformemente distribuído nos oceanos, mas sim agregado ao longo de zonas de convergência e ressurgências. Esta fase pelágica de vida das tartarugas marinhas é a mais pobremente conhecida pela ciência e por este motivo gera grandes incertezas sobre o potencial impacto das mudanças climáticas e do aquecimento global. A migração dos filhotes neonatos pode mudar em resposta às mudanças na distribuição de massas de água e plâncton. Assim, é difícil prever hoje os aspectos positivos ou negativos destas mudanças (LIMPUS, 2006).

5.5. CONSUMO E USO DE CARNE, OVOS OU CARAPAÇAS DE TARTARUGAS MARINHAS

O declínio da maioria das populações de tartarugas marinhas em todo mundo pode ser atribuído em parte ao consumo de ovos e a captura de tartarugas para subsistência e comercialização (LUTCAVAGE *et al.,* 1997). Particularmente em países em desenvolvimento, a necessidade de proteína e recursos gerados pelos produtos e subprodutos de tartarugas marinhas supera o desejo de preservação. (LUTCAVAGE *et al.,* 1997) (Figura 29).



Banco de Imagens TAMAR

Figura 29 – Fábrica de jóias de tartaruga fechada em Maceió/AL

Apesar das tartarugas marinhas serem protegidas por lei e da atuação do Projeto TAMAR, são notificados casos esporádicos de consumo de tartarugas, principalmente de animais capturados incidentalmente na pesca.

5.6. PREDAÇÃO POR ANIMAIS

A predação de ninhos e filhotes de tartarugas marinhas por animais domésticos é responsável, em algumas áreas, pela maior proporção de perdas entre os ninhos registrados.

A predação de desovas e filhotes pela fauna silvestre é natural e faz parte da cadeia alimentar. No entanto, com o desenvolvimento do litoral, o desmatamento de áreas para construção de empreendimentos vem destruindo o hábitat de animais silvestres, diminuindo a disponibilidade de alimentos e fazendo com que estes sejam afugentados para outras áreas. Esta escassez de ambientes e recursos naturais faz com que os animais predem, com maior intensidade, os ninhos de tartarugas marinhas (Figura 30).



Banco de Imagens TAMAR

Figura 30 – Filhote de *Chelonia mydas* sendo predado por caranguejo



6. ÁREAS PROTEGIDAS

6.1. ÁREAS PROTEGIDAS RELEVANTES PARA A CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS

ÁREAS DE PROTEÇÃO AMBIENTAL
Piaçabuçu (AL)
Lagoas de Guarajuba; Litoral Norte, Plataforma Continental do Litoral Norte, Mangue Seco, Ponta da Baleia; Abrolhos e Rio Capivara (BA)
São Pedro e São Paulo, Costa dos Corais e Fernando de Noronha (PE)
Atol das Rocas e Bonfim-Guaraíras (RN)
Litoral Norte e Litoral Sul/SE e Praia de Guanabara (ES)
Anhotomirim e Baleia Franca (SC)
Cairuçu (RJ/SP)
Caninéia-Iguape-Peruibe (SP)
Lençóis Maranhenses (MA)
Delta do Parnaíba (CE/PI)
ÁREA DE RELEVANTE INTERESE ECOLÓGICO
Queimada Grande e Queimada Pequena (SP)
ESTAÇÃO ECOLÓGICA
Tupinambás e Tupiniquins (SP)
PARQUE NACIONAL
Marinho de Abrolhos (BA)
Marinho de Fernando de Noronha (PE)
Jericoacoara (CE)
Restinga de Jurubatiba (RJ)
Cabo Orange (AP)
RESERVA BIOLÓGICA
Comboios (ES)
Atol das Rocas (RN)
Marinha do Arvoredo (SC)
Santa Isabel (SE)
RESERVA EXTRATIVISTA
Marinha de Corumbau (BA)
PARQUE ESTADUAL
Itaúnas (ES)
Marinho do Parcel do Manuel Luís (MA)

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116



Dentre essas unidades de conservação, quatro delas têm em seus planos de manejo o objetivo de proteger de alguma forma as tartarugas marinhas: Estação Ecológica dos Tupiniquins (SP); Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (BA); Reserva Biológica do Atol das Rocas (RN) e Reserva Biológica Marinha do Arvoredo (SC).

Porém duas unidades de conservação explicitamente têm no Decreto de criação o objetivo de proteger as tartarugas marinhas:

- **Reserva Biológica de Comboios** – DECRETO Nº 90.222, DE 25 DE SETEMBRO DE 1984, tem o objetivo de proteger as tartarugas-marinhas e seus locais de desova.

- **Reserva Biológica de Santa Isabel** – DECRETO Nº 96.999, DE 20 DE OUTUBRO DE 1988, tem o objetivo de proteger da fauna local, especialmente as tartarugas marinhas que se encontram na Praia de Santa Isabel, a sua principal área de reprodução.

6.2. ÁREAS PROTEGIDAS EM PROCESSO DE PROPOSIÇÃO OU CRIAÇÃO

Atualmente há duas propostas em fase final para criação de unidades de conservação federais – já tendo sido realizado consulta pública – com o objetivo de proteger as áreas de reprodução, alimentação e desova das tartarugas marinhas:

- **Refúgio de Vida Silvestre de Arembepe**, localizada no município de Camaçari/BA com 1.171,40 ha.

- **Refúgio de Vida Silvestre de Praia do Forte**, localizada no município de Mata de São João/BA com 7.333,15 ha.

Há também mais duas propostas de criação de unidades de conservação federais com o objetivo de proteger as áreas de nidificação das tartarugas marinhas, são elas:

- **Monumento Natural da Pipa**, localizada nos minicípios de Senador Georgino Avelino, Ares, Tibau do Sul, Canguaretama e Baía Formosa/RN, que terá 11.100 ha e está em processo de ínicio de fase consultiva (consulta pública prevista para o final do ano) e

- **Reserva de Desenvolvimento Sustentável da Foz do Rio Doce**, localizada no município de Linhares/ES, que terá 43.000 ha e está em fase analítica (consulta pública prevista para o 2° semestre de 2012).

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116

7. ESTRATÉGIAS PARA A CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL

7.1. PROTEÇÃO E MANEJO DE TARTARUGAS MARINHAS NAS ÁREAS DE DESOVA PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO.

Nas Áreas de Desova as atividades estão voltadas para a proteção das fêmeas em atividade reprodutiva e dos ninhos até que os filhotes nasçam e alcancem o mar.

Durante o período de desova, que no Brasil vai de setembro a abril no continente e de dezembro a junho nas ilhas oceânicas, são monitoradas as áreas consideradas como prioritárias e verificadas as ocorrências desses animais, identificadas como "Registros Reprodutivos". Os Registros Reprodutivos são todos aqueles de tartarugas flagradas em alguma etapa do processo de postura (incluindo aquelas que retornam ao mar sem desovar) e dos ninhos encontrados.

Todas as fêmeas flagradas recebem duas marcas metálicas individuais, sendo coletados os dados biométricos. Em alguns locais é realizada também a pesagem, coleta de material biológico como amostras de tecido, sangue, etc., de acordo com os projetos de pesquisa em andamento (Figura 31a, 31b, 31c e 31d).

Banco de Imagens TAMAR



Figura 31a – Marcação de *Chelonia mydas* juvenil

Banco de Imagens TAMAR



Figura 31b – fêmea de *Eretmochelys imbricata* durante postura

Banco de Imagens TAMAR



Figura 31c – Biometria de filhote de tartaruga marinha

Banco de Imagens TAMAR



Figura 31d – Coleta de sangue em *Caretta caretta*

As praias monitoradas são divididas em duas categorias: Áreas de Proteção (AP) e Áreas Index (AI). As APs são ainda subdivididas em duas categorias: Áreas de Estudo Padrão (AEP) e Áreas de Estudo Intensivo (AEI). A definição destas áreas leva em conta aspectos como densidade de ninhos, acessibilidade, riscos ambientais e antrópicos. O monitoramento durante toda a temporada reprodutiva é realizado diariamente.

Em todas as áreas são realizadas atividades educativas visando controlar o tráfego de veículos nas praias, a iluminação artificial, uso de praia e outras ameaças aos ninhos e fêmeas em atividade reprodutiva (Figura 32).

Áreas Index - AI

São áreas cujo monitoramento é prioritário em função da existência de uma série histórica de dados com duração mínima de 10 anos. As atividades de monitoramento devem abranger toda a temporada reprodutiva, com o objetivo de registrar todas as ocorrências de tartarugas marinhas.

Áreas de Estudo Integral – AEI

Áreas onde é realizada a coleta integral de dados referentes à desova. É obrigatória, além do registro de todas as ocorrências reprodutivas, a coleta de indicadores de resultados, tais como taxa de eclosão, identificação das espécies, tempo de incubação, entre outros. São monitoradas diariamente pelos tartarugueiros e equipe técnica ao longo de toda a temporada reprodutiva.

Áreas de Estudo Padrão - AEP

Áreas onde o objetivo principal é o registro e a proteção dos ninhos através do monitoramento diário, realizado por tartarugueiros ao longo da temporada. A equipe técnica deve manter uma rotina de supervisão semanal em áreas de fácil acesso e quinzenal nas demais.

7.2. PROTEÇÃO E MANEJO DE TARTARUGAS MARINHAS EM ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO, MIGRAÇÃO E DESCANSO PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO.

As ocorrências de tartarugas marinhas (indivíduos juvenis, sub-adultos e adultos) em situações distintas do processo de desova, são classificadas como Registros Não Reprodutivos.

O procedimento de marcação é realizado em todas as tartarugas encontradas vivas, o que permite, em caso de recapturas, a obtenção de informações importantes sobre o crescimento, período de residência e deslocamento destes animais, entre outras.

As atividades são realizadas pela equipe técnica, com o apoio voluntário de pescadores locais.

Interação Tartarugas Marinhas e Pesca

As atividades visando a redução da captura incidental e da mortalidade de tartarugas marinhas pela atividade pesqueira tiveram início em 1990 com a implantação das Bases de Almofala-CE e Ubatuba-SP em áreas de alimentação. Em 2001 foi elaborado um Plano de Ação, onde as pescarias que capturam esses animais passaram a representar uma unidade de gestão do problema "tartarugas x pescarias". Define-se, portanto como "Pescaria" cada uma das modalidades de pesca que comprovadamente capturam tartarugas marinhas.

Uma vez caracterizadas as pescarias existentes nas áreas de atuação do Projeto TAMAR, nas diferentes regiões costeiras e em áreas oceânicas foram definidas aquelas prioritárias, para o desenvolvimento das seguintes ações:

- **Monitoramento** das pescarias, buscando quantificar e qualificar os impactos sobre as tartarugas marinhas;

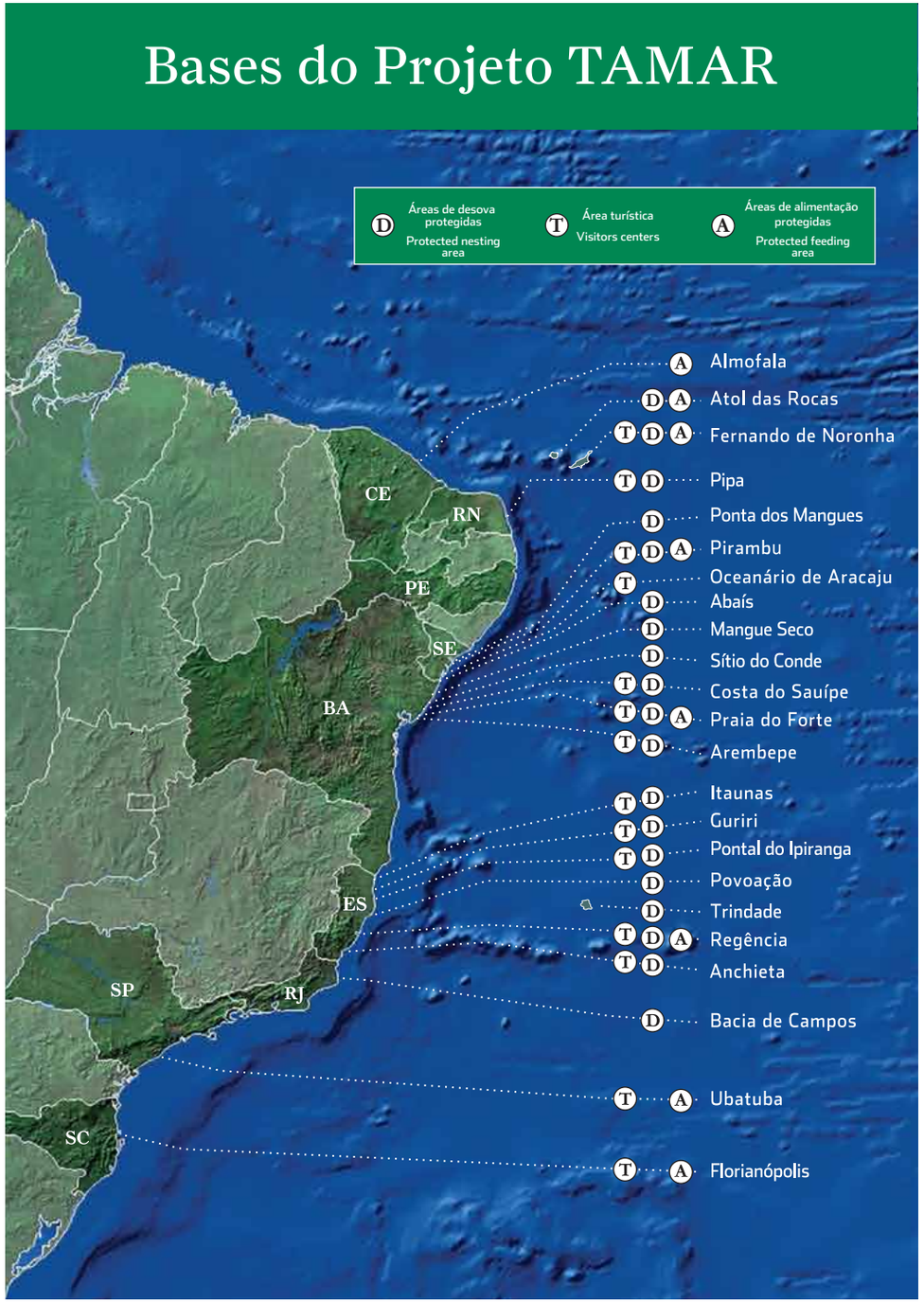


Figura 32 – Mapa das 23 bases do Projeto TAMAR

- Desenvolvimento de linhas de **pesquisa** buscando estabelecer subsídios para o conjunto de ações destinadas à mitigação dos impactos da pesca;
- Proposição e implementação de **medidas mitigadoras** para os impactos das pescarias;
- Estabelecimento/fortalecimento de **fóruns de negociação e de gestão** para o gerenciamento de conflitos e a busca de soluções consensuais para a questão e
- Apoio à pesca sustentável, através de diversas atividades, como o incentivo à criação de unidades de conservação, a busca de alternativas pesqueiras menos impactantes e o apoio à organização dos pescadores das comunidades costeiras.

Monitoramento de encalhes

Os registros de encalhes são realizados em todas as áreas de atuação do Projeto TAMAR, e permitem a consolidação de séries históricas de dados sobre a mortalidade de tartarugas marinhas, além de trazer informações sobre distribuição, padrões etários de ocorrência, alimentação e deslocamentos, entre outros. Além da identificação da espécie, são coletados dados gerais (como data e local) e morfométricos. Em alguns casos, quando não em estado avançado de decomposição, são realizadas necropsias para identificação da causa-mortis e/ou levantamento de informações sobre dieta alimentar, determinação do sexo, parasitismo e outros aspectos.

Os animais vivos e em bom estado são imediatamente liberados após a marcação e biometria; animais debilitados são conduzidos para as Bases que possuem centros de reabilitação (Figura 33).

Captura intencional – Programa de captura e recaptura

A captura intencional de tartarugas marinhas é aquela realizada de forma sistemática, objetivando a coleta de dados biológicos, e também o estudo do comportamento das tartarugas em ambiente natural.

Diversas formas de captura podem ser utilizadas: o mergulhe livre, autônomo ou rebocado, redes de cerco, emalhe ou tarrafa.



Banco de Imagens TAMAR

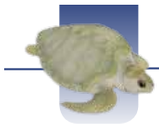
Figura 33 – Biometria de *Eretmochelys imbricata*

As capturas permitem a obtenção de parâmetros demográficos essenciais para análise de tendência de população, tais como taxas de crescimento, sobrevivência e uso do hábitat (Figura 34).



Banco de Imagens TAMAR

Figura 34 – Captura Intencional



8. ÁREAS DE ESTUDO

8.1. CEARÁ

A Base de Almofala situa-se no município de Itarema, a 242 km da capital, Fortaleza. A área de atuação totaliza 40 km de praias. Constitui uma importante área de alimentação, para diferentes espécies de tartarugas marinhas, pertencentes a populações que se reproduzem em praias de diversos países das Américas do Sul e Central, além da ilha de Ascensão (MARCOVALDI, 1993; LIMA *et al.,* 1999, 2003; GODLEY *et al.,* 2001; NARO-MACIEL *et al.,* 2007).

8.2. RIO GRANDE DO NORTE/ PERNAMBUCO

A área de atuação inclui o Arquipélago de Fernando de Noronha, localizado a 540km de Recife/PE, a Reserva Biológica do Atol das Rocas, a 267 km da costa do Rio Grande do Norte, e um segmento do litoral sul do Rio Grande do Norte, na praia da Pipa, a 70km de Natal. As duas ilhas oceânicas são consideradas áreas mistas, pois além de serem sítios reprodutivos da tartaruga-verde, abrigam indivíduos juvenis e subadultos de tartarugas-verdes e tartarugas-de-pente, que utilizam estes locais como área de alimentação, repouso e crescimento durante todo o ano. O litoral sul do Rio Grande do Norte também é procurado por tartarugas marinhas para reprodução e alimentação (BELLINI *et al.,* 1996; BELLINI & SANCHES, 1996; SANCHES & BELLINI, 1999, 1999). A praia da Pipa abriga um importante sítio de desovas da tartaruga-de-pente.

8.3. SERGIPE

O Estado de Sergipe e o litoral norte da Bahia constituem a principal área de desova da tartaruga-oliva no Brasil. Em menores proporções, também são registradas desovas da tartaruga-cabeçuda, da tartaruga-de-pente, e da tartaruga-verde, também representada na área por juvenis, em busca de alimento e abrigo.

O monitoramento ocorre em 125 dos 163 km que compõem o litoral de Sergipe, através de três Bases de proteção e pesquisa, denominadas de Pirambu/Reserva Biológica de Santa Isabel, Ponta dos Mangues e Abais/APA Estadual de Litoral Sul.

8.4. BAHIA

São monitorados 215 km de praias no litoral norte da Bahia, de Salvador até a divisa com o Estado de Sergipe. Os trabalhos são desenvolvidos através de quatro Bases de proteção e pesquisa: Arembepe, Praia do Forte, Sauípe e Sítio do Conde, além da sub-Base Mangue Seco.

Esta é a principal área de desova no Brasil das tartarugas cabeçuda e de-pente, ocorrendo também desovas da tartaruga-oliva e, esporadicamente, da tartaruga-verde (MARCOVALDI & LAURENT, 1996). A região é ainda área de alimentação para as tartarugas verde e de-pente.

8.5. ESPÍRITO SANTO

A região litorânea do Espírito Santo caracteriza-se por ser a única área conhecida do País que concentra regularmente desovas da tartaruga-de-couro (THOMÉ *et al.,* 2007). Trata-se ainda do segundo maior sítio reprodutivo da tartaruga-cabeçuda (BAPTISTOTTE *et al.,* 2003) no Brasil, recebendo ainda, em pequeno número, desovas ocasionais da tartaruga-oliva e da tartaruga-de-pente. A ilha da Trindade abriga o maior sítio de desova da tartaruga-verde no Brasil (MOREIRA et.al., 1995; MOREIRA, 2003).

A área monitorada no Espírito Santo abrange 241km, entre Itaúnas, na divisa com a Bahia, e Anchieta ao sul, além da Ilha da Trindade localizada a 1.100 km a leste de Vitória.



8.6. RIO DE JANEIRO

No litoral norte do Rio de Janeiro a área monitorada é de aproximadamente 100km de costa através da Base Bacia de Campos, numa área que vai da divisa com o Espírito Santo até a Barra do Furado (divisa entre os municípios de Campos e Quissamã).

A área representa o sítio de desova de tartarugas marinhas mais meridional no Brasil. A região é uma importante área de desova da tartaruga-cabeçuda, havendo registros esporádicos de ninhos da tartaruga-de-pente, de tartaruga-oliva (LIMA *et al.*, 2002) e da tartaruga-de-couro (BARATA & FABIANO, 2002).

8.7. SÃO PAULO

Esta região é uma importante área de alimentação e repouso das tartarugas marinhas, em sua maioria juvenis da tartaruga-verde (MARCOVALDI *et al.*, 1998). Também são registradas, porém em menor número, ocorrências das tartarugas cabeçuda, de-pente e de-couro (GALLO *et al.*, 2000) e raramente são observados encalhes de tartarugas oliva.

No litoral norte do Estado de São Paulo, em 1991 foi instalada a primeira Base em área de alimentação, no município de Ubatuba (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999). A área monitorada pela Base situa-se entre a divisa com Paraty (RJ) ao norte, e o município de Caraguatatuba (SP) ao sul, totalizando 106 km de extensão, onde estão distribuídas cerca de 73 praias.

8.8. SANTA CATARINA

Esta é a área mais ao sul monitorada pelo Projeto Tamar, através de duas frentes distintas: a Base de Florianópolis, criada em 2005, monitora as pescarias costeiras, principalmente os cercos flutuantes, e registra os encalhes de tartarugas nas praias da região, que tem se revelado uma área importante de ocorrência de tartarugas marinhas provenientes de diferentes populações do Atlântico Sul.

Com o apoio do Centro de Pesquisa e Conservação de Recursos Pesqueiros do Sudeste e Sul – CEPSUL do IBAMA, em Itajai situa-se também a coordenação do Programa Interação Tartaruga e Pesca, que coordena as ações de monitoramento das diferentes pescarias, inclusive a pesca oceânica.

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



9. PESQUISA APLICADA

As informações coletadas através do monitoramento são transferidas para o Sistema de Informações das Tartarugas Marinhas (SITAMAR), que permite o armazenamento e disponibilização dos dados, a realização de consultas, análises comparativas e emissão de relatórios e mapas. O sistema é continuamente avaliado e aprimorado. Os bancos de dados que compõe o SITAMAR possuem informações padronizadas para todo o litoral brasileiro, dando suporte ao desenvolvimento de pesquisas que contribuem diretamente para maior conhecimento das tartarugas marinhas e conseqüente aprimoramento das técnicas de conservação.

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

10. CAPACITAÇÃO, EDUCAÇÃO E SENSIBILIZAÇÃO AMBIENTAL

10.1. ATIVIDADES DE INCLUSÃO SOCIAL E ENVOLVIMENTO COMUNITÁRIO - COMUNIDADES COSTEIRAS

Para cumprir a missão de proteger as tartarugas marinhas, o Projeto TAMAR/ICMBio incorporou às ações de manejo e conservação, atividades de inclusão social e envolvimento comunitário. No início, pescadores que antes matavam as tartarugas e coletavam os ovos, foram contratados para auxiliar nas atividades de proteção, propiciando assim uma alternativa de recursos. Com o tempo, novas oportunidades de geração de renda e qualificação profissional foram sendo proporcionadas, não só para os pescadores, mas para suas famílias e outros segmentos das comunidades costeiras, adjacentes as áreas de atuação (Figura 35).

Banco de Imagens TAMAR



Figura 35 – Artesanato

Atualmente, a geração de empregos diretos é vinculada às atividades de proteção com as tartarugas marinhas, bem como nas bases, nos Centros de Visitantes, e nas duas unidades de confecções de camisetas (em Pirambu/SE e Regência/ES). Em paralelo são ainda estimuladas a formação e a manutenção de grupos produtivos e de artesanato, gerando empregos indiretos, o que também contribui para reduzir a pressão sobre os recursos naturais. A criação de alternativas econômicas sustentáveis procura atender as demandas e as especificidades de cada local, de acordo com a capacidade operacional de cada base.

Hoje, mais de 1300 pessoas estão envolvidas diretamente com o programa de conservação das tartarugas, sendo que 85% são moradores das áreas no entorno das bases (25 vilarejos costeiros com população entre 500 e 27.000 pessoas), totalizando em torno de 400 pescadores envolvidos diretamente nas atividades de campo (TAMAR, 2010).

Assim, as ações de proteção e pesquisa possibilitam a inclusão das comunidades costeiras na economia formal. Esta interação fortalece os laços de confiança entre o Projeto TAMAR e as comunidades, melhorando a qualidade de vida através de postos de trabalho, fomentando o senso de cidadania.

Também fazem parte das estratégias de inclusão social:

- a criação e manutenção de programas de educação ambiental junto a crianças e jovens das áreas de entorno, através dos quais são desenvolvidas atividades educativas, lúdicas e de sensibilização, procurando formar cidadãos conscientes e responsáveis quanto às questões ambientais e sociais;
- o apoio a ações e grupos de valorização cultural, buscando associar a conservação do meio ambiente às tradições e expressões artísticas locais e fortalecer a auto-estima dessas populações e
- o apoio a grupos e instituições comunitárias direcionados a crianças, adolescentes e jovens das áreas de entorno às bases, que proporcionem novas oportunidades de capacitação e que, portanto contribuam diretamente no processo de formação dos envolvidos.

10.2. SENSIBILIZAÇÃO PÚBLICA

Com o objetivo de sensibilizar sobre a importância da conservação das tartarugas marinhas e do meio ambiente de forma geral, são realizadas atividades de sensibilização e educação ambiental não formal, em complemento as ações de monitoramento. Essas atividades são voltadas principalmente para as comunidades litorâneas das áreas de atuação do Projeto TAMAR/ICMBio, mas também dirigidas a outros segmentos da sociedade, e executadas em Centros de Visitantes (CVs), escolas e diferentes espaços (Figura 36).

Banco de Imagens TAMAR



Figura 36 – Visita orientada no Centro de Visitantes

Os Centros de Visitantes (CVs) são espaços de visitação pública, instalados junto às bases, sendo estruturados de acordo com a demanda de cada área e o fluxo de visitação. Nestes locais são realizadas ações que visam aproximar o visitante das atividades desenvolvidas pelo Projeto TAMAR, bem como difundir informações sobre a biologia e comportamento das tartarugas marinhas. Atualmente são mantidos nove Centros de Visitantes: Fernando de Noronha – PE, Oceanário – SE, Praia do Forte - BA, Arembepe – BA, Guriri – ES, Regência – ES, Anchieta – ES, Ubatuba – SP e Florianópolis – SC. Ações educativas são também implementadas nos Centros de Educação Ambiental (CEA) instalados nas Reservas Biológicas de Pirambu (SE) e de Comboios (ES) e em Almofala (CE).

Externamente são promovidas diferentes ações de sensibilização e educação ambiental direcionadas não só aos moradores locais, mas também a turistas, estudantes e outros agentes, como por exemplo:

- Realização de palestras, exposições itinerantes e cursos sobre a conservação das tartarugas marinhas (Figura 37);
- Produção de materiais educativos e informativos que comuniquem para o público em geral os resultados alcançados e mensagens sobre a proteção das tartarugas e dos ecossistemas marinhos;
- Realização de campanhas e ações educativas que abordem temas relevantes como “trânsito de veículos na praia”, “lixo no mar”, “iluminação em áreas de desova”, etc;
- Realização do Programa “TAMAR na ESCOLA” que trata a conservação das tartarugas marinhas e as atividades desenvolvidas pelo Projeto TAMAR/ICMBio de maneira participativa e lúdica;
- Realização de atividades que envolvam o público diretamente nas ações de conservação, como as solturas de tartarugas marinhas (filhotes, juvenis e adultos);
- Realização da Campanha “Nem tudo que cai na rede é peixe” visando a redução da captura incidental e da mortalidade de tartarugas marinhas na pesca (Figura 38);
- Atualização online de noticias através de uma *newsletter* eletrônica e;
- Manutenção do Site do Projeto TAMAR/ICMBio que apresenta informações atualizadas sobre o trabalho de manejo, conservação e pesquisa e sobre as espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil.



Banco de Imagens TAMAR

Figura 37 – Soltura de filhotes com a participação da comunidade local

Além desse conjunto de estratégias, são promovidas ainda ações de Capacitação para a Conservação Ambiental, que objetivam a formação e qualificação de especialistas e agentes em conservação e manejo de recursos marinhos. Essas ações são desenvolvidas através do Programa de Estágio e Trainees e de Cursos de Capacitação Externa e Interna.

Através do Programa de Estágio e Trainees todos os anos as bases recebem estudantes e recém-formados que participam das atividades desenvolvidas para conservação das tartarugas marinhas, e aprimoram seus conhecimentos nas áreas de biologia, veterinária, oceanografia e outras.

Os cursos de capacitação externa são realizados de acordo com a demanda e atividades planejadas, sendo direcionados aos residentes das comunidades locais e outros segmentos da sociedade (estudantes, profissionais da área, etc.). Já os cursos de capacitação interna são aqueles em que a equipe do Projeto TAMAR participa de ações de capacitação promovidas por outras instituições, com vistas a seu aprimoramento técnico e qualificação profissional.



Figura 38 – Folheto da Campanha "Nem tudo que cai na rede é peixe"

11. INSTITUIÇÕES ENVOLVIDAS E POTENCIAIS COLABORADORES

AQUASIS-CE	Associação de Pesquisa e Preservação de Ecossistemas Aquáticos
CEPNOR/IBAMA – PA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Norte
CGCOP/SEMOC/MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura - Coordenação Geral de Controle da Pesca
DIREP/ICMBio – DF	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade ICMBio - Diretoria de Unidades de Conservação de Proteção Integral
FIOCRUZ – RJ	Fundação Oswaldo Cruz
FMA – SE	Fundação Mamíferos Aquáticos
FURG	Universidade Federal do Rio Grande/RS
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IBAMA – DF	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – DF
IBAMA/CEPENE-PE	Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste
IBAMA/CEPSUL-SC	Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul
IBAMA/CEPSUL-SC	- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul
IBAMA/NEA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - Núcleo de - Educação Ambiental
ICMBio – ES	Reserva Biológica de Comboios - ES
ICMBio – SE	Reserva Biológica de Santa Isabel - SE
IMA	Instituto do Meio Ambiente - BA
IPeC	Instituto de Pesquisas Cananéia - SP
MAQUA-UERJ – RJ	Laboratório de Mamíferos Aquáticos e Bioindicadores
MPA	Ministério da Pesca e Aquicultura
MTSG/IUCN – EUA	Marine Turtle Specialist Group
NEMA	Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental - RS
NOAA – EUA	National Oceanic and Atmospheric Administration
PA	Instituto Aquamazon
PRICTMA	Programa Regional de Investigação e Conservação de Tartarugas Marinhas da Argentina
Projecto Karumbé	Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas no Uruguai
Pró-TAMAR	Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas
PUC	Pontífica Universidade Católica - RS
UERJ	Universidade do Estado do Rio de Janeiro
UFC	Universidade Federal do Ceará
UFES	Universidade Federal do Espírito Santo
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
UFPA	Universidade Federal do Pará
UFPR	Centro de Estudos do Mar - Universidade Federal do Paraná
UFRPE	Universidade Federal Rural de Pernambuco
UFS	Universidade Federal de Sergipe - Departamento Engenharia de Pesca
UFS	Universidade Federal de Sergipe



UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina – Laboratório de Biogeografia e Macroecologia Marinha - Departamento de Ecologia e Zoologia
UVV	Universidade de Vila Velha - ES
Aquário de Santos – SP	
Aquário de Ubatuba – SP	
Associação Guajiru: Ciência - Educação - Meio Ambiente /PB	
Braço Social – BA	
College of Staten Island City University of New York-EUA	
Colônia de Pescadores Almofala – CE	
Instituto de Pesca – SP	
PETROBRAS - Unidade de Operações Sergipe e Alagoas - SE	
Prefeitura Mun. Itarema/ Sec. Meio Ambiente – CE	
Prefeitura Munic. Ubatuba / Secretaria de meio ambiente - SP	
Projeto Albatroz – SP	
Terramar/ Amigos da Prainha do Canto Verde - CE	
Universidade da Flórida – EUA	
Universidade de Taubaté – SP	
Universidade Pio X - Dept. de Medicina Veterinária - SE	
Western Pacific Regional Fishery Management Council - Australia	

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



12. POLÍTICAS PÚBLICAS

Desde o início, os esforços dedicados à conservação das tartarugas marinhas no Brasil foram exigindo por parte do estado um componente normativo e gerando interfaces com outras políticas públicas, principalmente aquelas relacionadas à proteção da fauna silvestre e dos ambientes costeiros e marinhos.

Em relação às normas, uma das prioridades foi incorporar essas espécies no rol de espécies da fauna silvestre brasileira, passando assim a serem objetos de proteção legal já existente (Lei nº. 5.197/1967 de proteção à fauna).

Em seguida, houve a edição de uma norma específica com o objetivo de coibir a captura direcionada e o uso direto desses animais com a proibição da captura de quaisquer espécies de tartarugas marinhas no Brasil (Portaria nº G5/1986 da SUDEPE).

Com o crescente conhecimento acerca das principais áreas de ocorrência e das principais ameaças às quais as tartarugas marinhas estavam sujeitas, novas normas foram surgindo e completando o marco legal utilizado pelo estado para a proteção desses animais. Nessa direção surgiram normas que regulamentam o trânsito de veículos (Portaria IBAMA nº. 10 de 30/01/1995) e a iluminação nas praias de desova (Portaria IBAMA nº. 11 de 30/01/1995).

Nesse movimento outras políticas da área ambiental passaram a ser objetos de atenção no sentido de complementar as medidas legais específicas direcionadas às tartarugas marinhas.

As principais interfaces dessas estratégias foram se consolidando naquelas políticas que tratavam da normatização dos potenciais impactos às tartarugas marinhas, principalmente as relacionadas ao desenvolvimento da zona costeira, às normas de ordenamento de atividades pesqueiras, bem como à necessidade de levar em conta a conservação de quelônios marinhos nos processos de licenciamento ambiental.

12.1. LICENCIAMENTO AMBIENTAL

Um dos instrumentos da política ambiental que mais interferem nos processos de proteção de tartarugas marinhas é o licenciamento ambiental. A crescente expansão econômica do país nas últimas décadas tem levado a um aumento dos processos de licenciamento ambiental, sobretudo em regiões costeiras e marinhas.

Uma das tarefas dos gestores governamentais que trabalham com tartarugas marinhas é a análise e a emissão de pareceres e manifestações em processos de licenciamento conduzidos pelo IBAMA ou órgãos estaduais e municipais.

Isso é exigido pela legislação vigente e efetuado com base nos dados de monitoramento das principais áreas de ocorrência de tartarugas marinhas.

Dois fatores impulsionaram bastante as demandas do licenciamento ambiental na zona costeira e marinha no fim dos anos 90: o forte desenvolvimento do setor de turismo no nordeste e a promulgação da Lei 9478/97, que quebrou o monopólio do petróleo pela Petrobras, ocorrendo um incremento expressivo na exploração de óleo e gás *offshore* e de estruturas de apoio logístico na costa.

Por exigência da Resolução CONAMA 10/96, cresceram as demandas de manifestação sobre o licenciamento de intervenções na faixa costeira, visando à avaliação de potenciais impactos e a indicação de medidas para mitigação e monitoramento dos mesmos.

A partir da análise dos estudos ambientais e documentos complementares dos processos de licenciamento foi necessário realizar ou intensificar o monitoramento de praias para registro de ocorrências reprodutivas e não reprodutivas de tartarugas marinhas, como forma de obter informações que permitissem avaliar e mitigar os possíveis impactos.

Essas ações de monitoramento vinculadas ao licenciamento surgiram em 2001-2002, ainda com caráter de curta duração. Atualmente há vários processos de monitoramento sendo efetuados, tanto em áreas de empreendimentos turísticos como relacionados às estruturas e atividades relacionadas à área de energia e transporte marítimo.

Outros instrumentos normativos e de diretrizes institucionais vêm sendo elaborados em conjunto pelos órgãos gestores das políticas de meio ambiente, para a proteção das tartarugas marinhas, como, por exemplo, os guias de



licenciamento ambiental para atividades de exploração e produção de óleo e gás do IBAMA, planos de gerenciamento costeiro dos estados e planos diretores municipais.

12.2. ACORDOS E FÓRUNS INTERNACIONAIS PARA A CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS

A expansão e o aprofundamento das pesquisas e estratégias de conservação de tartarugas marinhas no Brasil foram acompanhados pela crescente participação de especialistas brasileiros em organizações direcionadas a este fim.

Nesse movimento foram sendo ampliados os fóruns de participação do tema das tartarugas marinhas tanto no Brasil como no exterior, principalmente naqueles espaços institucionais que direta ou indiretamente influenciavam as estratégias relacionadas a proteger esses animais e os ecossistemas utilizados por eles em diferentes fases da vida.

Atualmente os principais fóruns e acordos dos quais o Brasil participa ou é signatário são:

Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Flora e da Fauna – CITES

Relaciona todas as espécies de tartarugas marinhas no Apêndice I que proíbe o comércio internacional de ou para os países signatários (www.cites.org).

Grupo de Especialistas em Tartarugas Marinhas da União Internacional para a Conservação da Natureza – UICN

A UICN é a autoridade internacional em pesquisa e conservação de tartarugas marinhas e reúne mais de 220 especialistas de mais de 80 países, sendo o fórum científico mais importante sobre o tema a nível global (iucn-mtsg.org).

Convenção Interamericana para Proteção e a Conservação das Tartarugas Marinhas – IAC

Tem por objetivo promover a proteção, a conservação e a recuperação das populações de tartarugas marinhas e de seus hábitats, baseados em informações científicas consistentes e levando em conta as características ambientais, socioeconômicas e culturais das Partes. A IAC tem sido considerado um modelo para o desenvolvimento de outros acordos multilaterais voltados para a conservação (www.iacseaturtle.org).

Rede de Especialistas em Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental

Abrange Argentina, Brasil e Uruguai com o objetivo de promover a cooperação técnico-científica em relação a temas referentes a áreas de alimentação ou desenvolvimento, interações com a pesca e corredores migratórios de tartarugas marinhas na região (www.tortugasaso.org).

Comissão Internacional para a Conservação do Atum Atlântico – ICCAT

Organização pesqueira intergovernamental responsável pela conservação dos tunídeos e afins no Oceano Atlântico e mares adjacentes. Dentre os objetivos dessa organização estão a pesquisa, o monitoramento e o estabelecimento de diretrizes para gestão sustentável da pesca de tunídeos e abrange também medidas para a conservação de tartarugas marinhas afetadas pela pesca oceânica (www.iccat.es).

Rede de Conservação de Tartarugas Marinhas do Grande Caribe – WIDECAST

Reúne especialistas de mais de 40 países e territórios e tem o objetivo de integrar ações regionais para a recuperação e manejo sustentável de tartarugas marinhas na região. (www.widecast.org)

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

PARTE II

PLANO DE CONSERVAÇÃO



Banco de Imagens TAMAR

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

13. PROCESSO PARA ELABORAÇÃO DO PLANO DE AÇÃO NACIONAL PARA CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS

Com a criação do Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade (ICMBio), órgão executor do MMA, lhe foi delegada a atribuição legal de identificar as espécies ameaçadas, elaborar e implementar os seus planos de ação ou recuperação. A Diretoria de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade, através da Coordenação Geral de Manejo para a Conservação e dos Centros de Pesquisa, estabeleceu uma estratégia que avalia não só o risco de extinção, mas também produz informações sobre taxonomia, distribuição geográfica, tendências populacionais, reprodução, longevidade, principais ameaças, tipos de uso, áreas críticas e ações para conservação.

Além dos resultados, um plano de ação só pode ser executado com a ajuda dos parceiros, que auxiliam na execução dos planos. A parceria é um dos pontos mais importantes para o desenvolvimento de um plano de ação, pois leva em consideração o máximo de pessoas que desempenham um papel considerável à conservação, desejando sempre contemplar todas as metas e ações no contexto da conservação.

O Plano de Ação Nacional é composto por três partes: Parte I – síntese da biologia da espécie e suas ameaças; Parte II – planejamento das ameaças pactuado nas oficinas; e Parte III – monitoria e execução do plano.

Percorrendo todas as etapas, notou-se que as cinco espécies de tartarugas marinhas estão presentes em unidades de conservação federais. Porém das 310 unidades de conservação federais, 62 unidades pertencem ao bioma marinho e costeiro. Inserido nesse bioma, *Caretta caretta* está presente em 19,35 % (12), *Chelonia mydas* em 33,87 % (21); *Dermochelys coriacea* em 9,67 % (6); *Eretmochelys imbricata* em 24,19 % (15) e *Lepidochelys olivacea* em 8,06 % (5), o que indica a necessidade de estabelecer diretrizes de conservação conjunta com as unidades de conservação federais. (NASCIMENTO *et al.*, 2011) (Figura 39).

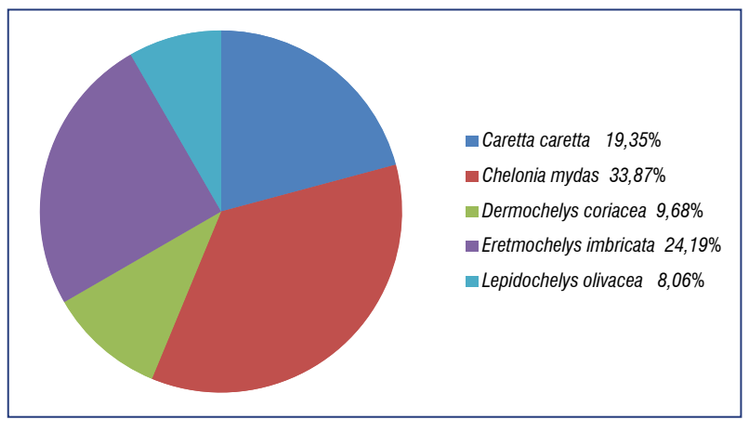


Figura 39 - Porcentagem de Tartarugas Marinhas protegidas em unidades de conservação federais.

A elaboração do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas foi coordenado pelo Centro Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas (TAMAR), acompanhado primeiramente pelo IBAMA e agora pelo ICMBio. No contexto atual, o presente Plano de Ação segue as diretrizes consolidadas na Portaria Conjunta n° 316, de 09 de setembro de 2009, editada pelo Ministério do Meio Ambiente, que estabeleceu um marco legal para a implementação de estratégias.

O Projeto TAMAR/ICMBio há mais de 30 anos vem desenvolvendo estratégias de conservação das cinco espécies ameaçadas de tartarugas marinhas, tendo inclusive proposto um Plano de Ação em 2005 (atualizado em 2007) e realizado em 2010 um trabalho de avaliação do estado de conservação destas cinco espécies como subsídio para a revisão da lista de espécies ameaçadas.

Com o apoio da Coordenação de Plano de Ação Nacional – COPAN (facilitadora) o Projeto TAMAR coordenou a Oficina de Trabalho, com o conceito de elaboração participativa, de 23 a 26 de novembro de 2010, em Arembepe/BA. Na oficina foram revisadas e mapeadas as ameaças e problemas para as espécies e a partir destes foram definidos o objetivo, 4 problemas, 8 metas e 71 ações.

A oficina contou com a participação de 32 pessoas de instituições variadas e um grande número de integrantes do Projeto TAMAR/ICMBio, com os quias estabeleceram que o objetivo do plano seria a continuidade, o aprimoramento, as ações de conservação e das pesquisas direcionadas à recuperação e a sobrevivência das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil. Também foram estabelecidos os nomes para o Grupo Estratégico de Conservação e Manejo, nos termos da Portaria Conjunta 316/2009 (MMA e ICMBio), para auxiliar na implementação do Plano.

As metas estabelecidas para o Plano de Ação Nacional das Tartarugas Marinhas foram:

METAS	AÇÕES
I - monitoramento das principais pescarias que interagem com tartarugas marinhas, em 5 anos;	8
II - redução das capturas incidentais e da mortalidade de tartarugas marinhas nas atividades pesqueiras, em 5 anos;	12
III - intensificação do tema “capturas incidentais de tartarugas marinhas” nos fóruns de gestão e ordenamento pesqueiro, nacionais e internacionais, das principais pescarias que interagem com tartarugas marinhas, em 5 anos;	6
VI - monitoramento das principais áreas de reprodução das tartarugas marinhas, em 5 anos;	9
V – identificação, proteção e monitoramento das principais áreas de alimentação, migração e descanso das tartarugas marinhas, nos próximos 5 anos;	7
VI – restrição e redução dos impactos antropogênicos nas principais áreas de ocorrência das tartarugas marinhas, nos próximos 5 anos;	7
VII - redução dos impactos provocados pela poluição sobre as tartarugas marinhas, em 5 anos;	2
VIII – aumento do conhecimento científico relacionado à conservação de tartarugas marinhas, em 5 anos.	20



Oficina de trabalho para elaboração do plano de ação nacional para a conservação das tartarugas marinhas

data: 23 a 26 de novembro de 2010
local: arembepe – ba

APRESENTAÇÕES

Apresentação do conceito do Plano de Ação e metodologia de trabalho da oficina – Marcelo Reis – Analista Ambiental/ICMBio

Antecedentes e resumos da parte I do Plano de Ação Nacional (ameaças e ações para conservação) – Maria Ângela Marcolvaldi – ICMBio/TAMAR

Tartarugas Marinhas: Biogeografia e dinâmica populacional – Paulo Barata – Professor e Pesquisador da Fundação Oswaldo Cruz

Estudos genéticos sobre as tartarugas marinhas no Brasil – Fabrício dos Santos – Professor da Universidade Federal de Minas Gerais

Estudos com Telemetria para as espécies *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Dermochelys coriacea* no Brasil – Antônio de Pádua Almeida – ICMBio

PARTICIPANTES	INSTITUIÇÕES
Alexsandro Santos	Fundação Pró-TAMAR - BA
Antônio Clerton	ICMBio/CEPENE – PE
Antônio de Pádua	Reserva Biológica de Comboios – ES
Augusto César	Reserva Biológica Santa Isabel - SE
Bruno Giffoni	Fundação Pró-TAMAR – SP
Camila Domit	Universidade Federal do Paraná – PR
Camila Figueiredo	Instituto do Meio Ambiente - BA
Cecília Baptistotte	ICMBio/TAMAR – ES
Cláudio Bellini	ICMBio/TAMAR – RN
Eduardo Lima	Fundação Pró-TAMAR - CE
Eliana Matushina	Universidade de São Paulo – SP
Fabíola Nunes	IBAMA – DF
Fabrício R. Santos	Universidade Federal Minas Gerais – MG
Gilberto Sales	ICMBio/TAMAR – SC
Guilherme Soares	Ministério da Pesca e Aqüicultura
Gustave Lopez	Fundação Pró-TAMAR - BA
Guy Marcovaldi	ICMBio/TAMAR – BA
Henrique Becker	Fundação Pró-TAMAR - SP
Jaqueline Castilho	Fundação Pró-TAMAR - SE
João Carlos Thomé	ICMBio/TAMAR – ES
Jorge Eduardo Kotas	ICMBio/CEPSUL – SC



PARTICIPANTES	INSTITUIÇÕES
Lolita Garrido	Instituto do Meio Ambiente – BA
Maria A. Marcovaldi	ICMBio/TAMAR – BA
Milágros Lopez	Fundação Pró-TAMAR - BA
Paulo Barata	Fundação Oswaldo Cruz – RJ
Paulo Dias	Universidade de Vitória – ES
Rita Mascarenhas	Associação Guariju – PB
Roberto Sforza	ICMBio/TAMAR
Sarah Vargas	Universidade Federal do Espírito Santo
Sérgio Estima	Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental – RS
Facilitadores da Oficina de Elaboração do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas	
Marcelo Reis	ICMBio/DIBIO
Juciara Pelles	ICMBio/DIBIO

13.1. OBJETIVO

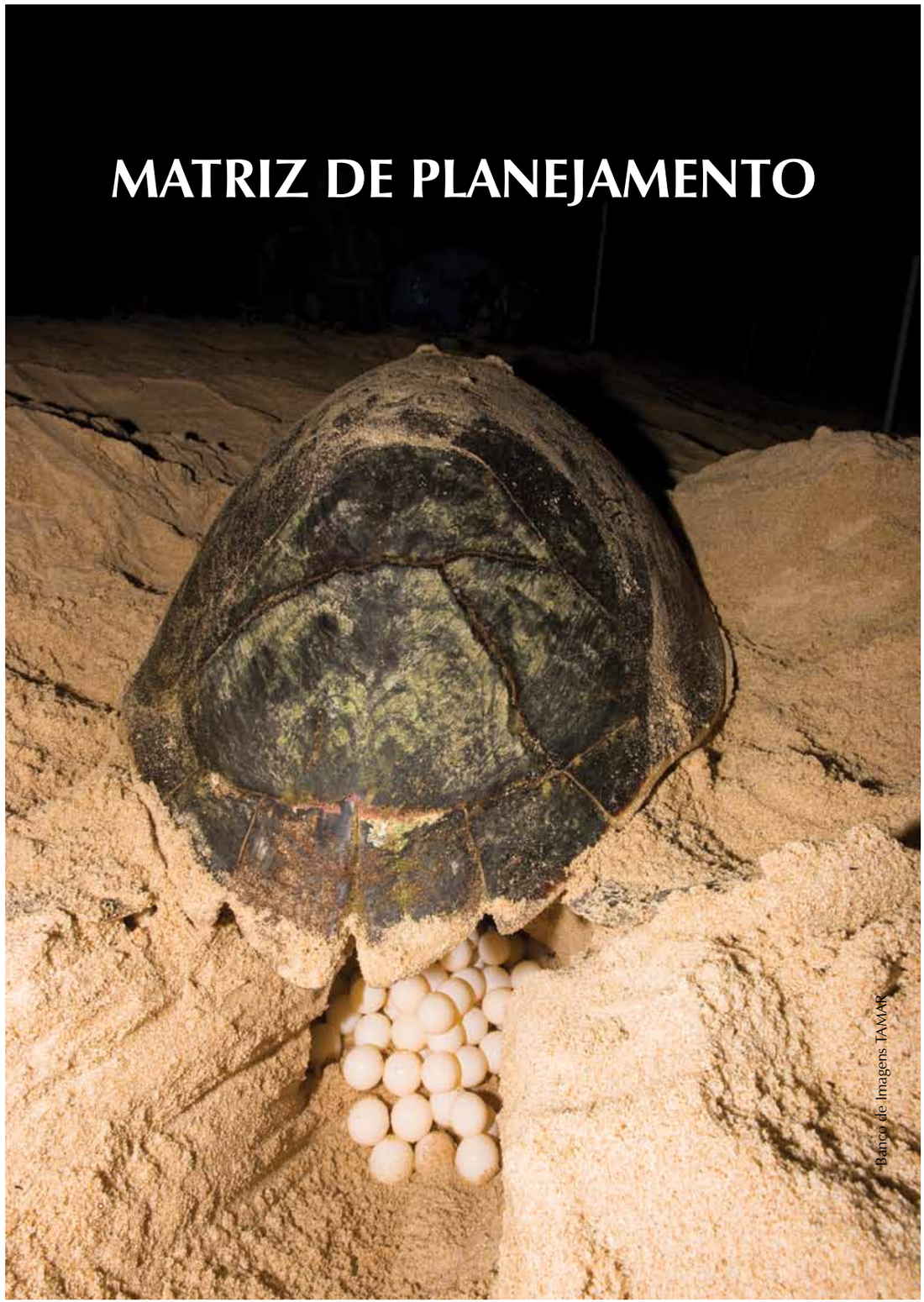
O Plano de Ação Nacional (PAN) para a Conservação das Tartarugas Marinhas tem como objetivo dar continuidade e aprimorar as ações de conservação e pesquisa direcionadas à recuperação e sobrevivência das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, em níveis saudáveis capazes de exercerem seus papéis ecológicos.

Em dezembro de 2010, corroborando com este trabalho, o Instituto Chico Mendes para a Conservação da Biodiversidade validou as decisões tomadas na oficina, aprovando o PAN - Tartarugas Marinhas por meio da Portaria nº 135, de 23 de dezembro de 2010.

13.2. PERMISSÕES PARA PESQUISA

Para as atividades relativas estritamente a projetos de pesquisa, o ICMBio avalia as solicitações de âmbito nacional através do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (Sisbio), que é um sistema automatizado, interativo e simplificado de atendimento aos pesquisadores. Por meio do preenchimento e envio de formulários eletrônicos pela Internet, pesquisadores de todo o Brasil poderão solicitar ao ICMBio autorizações e licenças para atividades com finalidade científica ou didática que envolvam o uso de recursos naturais ou o acesso a unidades de conservação federal. Cabe ao Centro TAMAR-ICMBio, com o apoio de outras unidades do Instituto, quando necessário, a análise e emissão de pareceres sobre solicitações de pesquisa referentes às tartarugas marinhas.

MATRIZ DE PLANEJAMENTO



Banco de Imagens TAMAR

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



TARTARUGAS MARINHAS

OBJETIVO: CONTINUIDADE E APRIMORAMENTO DE AÇÕES DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DIRECIONADAS À RECUPERAÇÃO E SOBREVIVÊNCIA DAS CINCO ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS QUE OCORREM NO BRASIL, EM NÍVEIS SAUDÁVEIS CAPAZES DE EXERCER SEU PAPEL ECOLÓGICO

META 1-MONITORAMENTO DAS PRINCIPAIS PESCARIAS[1] QUE INTERAGEM COM TARTARUGAS MARINHAS, EM 05 ANOS.								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Atualizar a caracterização das pescarias que comprovadamente interagem com as tartarugas marinhas e dimensionar o esforço de pesca anualmente.	Bruno Giffoni/ FPT	Nº de pescarias caracterizadas	jun/2011	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Antônio Clerton Pontes (IBAMA-CEPENE), Jorge Kotas (IBAMA-CEPSUL), ICMBio-Centro TAMAR, Manoela Wariss (Instituto Aquamazon), Guilherme Scheidt (MPA), Sérgio Estima (NEMA), Camila Domit (UFPR-CEM), Juarez Pezzuti e Daniely Felix (UFPA)	500.000,00
2	Manter e ampliar o monitoramento do esforço das pescarias prioritárias[2], garantindo a manutenção da série histórica para estudos de longa duração.	Bruno Giffoni/ FPT	Nº de viagens de pesca monitoradas de cada pescaria	dez/2012 (contínuo)	Alta	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Antônio Clerton Pontes (IBAMA-CEPENE), Jorge Kotas (IBAMA-CEPSUL), ICMBio-Centro TAMAR, Manoela Wariss (Instituto Aquamazon), Guilherme Scheidt (MPA), Sérgio Estima (NEMA), Camila Domit (UFPR-CEM), Juarez Pezzuti e Daniely Felix (UFPA)	5.000.000,00
3	Fortalecer o Programa Nacional de Observadores de Bordo (PROBORDO) para coleta de dados sobre as pescarias monitoradas com relação às tartarugas marinhas.	Guilherme Scheidt/MPA	Banco de Dados sobre captura de tartarugas marinhas no sistema do SIMPESCA/ MPA	dez/2011 (contínuo)	Baixa	Alta	Claudia Ramos Zagaglia (CGCOP/ SEMOC/MPA), Diretoria de Planejamento e Ordenamento da Pesca Industrial - DPI/ SEPOP/MPA	sem custo financeiro
4	Dar continuidade à coleta de dados biológicos e marcação das tartarugas marinhas capturadas incidentalmente na pesca.	Bruno Giffoni/ FPT	Nº de tartarugas marcadas e/ou registradas	dez/2012 (contínuo)	Alta	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Manoela Wariss (Instituto Aquamazon), Sérgio Estima (NEMA), Camila Domit (UFPR - CEM), Juarez Pezzuti e Daniely Felix (UFPA)	250.000,00
5	Promover a coleta de dados continuada, análise e publicação, garantindo a manutenção da série histórica para estudos de longa duração.	Bruno Giffoni/ FPT	Artigos Publicados	dez/2012 (contínuo)	Alta	Alta	Paulo Barata (FIOCRUZ), Fundação Pró-TAMAR, Manoela Wariss (Instituto Aquamazon), Sérgio Estima (NEMA), Camila Domit (UFPR - CEM), Juarez Pezzuti e Daniely Felix (UFPA)	50.000,00

Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
6	Fazer gestão para integrar as ações entre o IBAMA e o Ministério da Pesca para estatística pesqueira (inserção de banco de dados no Sistema de Licenciamento ambiental e implementação do Programa Nacional de Estatística Pesqueira).	Fabíola Nunes/ IBAMA	Publicações contendo dados de estatísticas pesqueiras atualizadas por parte do MMA; existência do banco de dados de acesso público	dez/2015	Alta	Média	Antônio Clerton Pontes (IBAMA CEPENE), Jorge Kotas (IBAMA CEPSUL), Fundação Pró-TAMAR Guilherme Scheidt (MPA)	500.000,00
7	Fortalecer a capacidade do ICMBio em utilizar o Programa Nacional de Rastreamento de Embarcação Pesqueira por Satélite (PREPS).	Gilberto Sales/ ICMBio Centro TAMAR	Analistas treinados e utilizando o PREPS	dez/2011	Média	Média	Claudia Ramos Zagaglia (CGCOP/SEMOC/ MPA)	150.000,00
8	Incorporar ao PREPS a frota de pequeno porte que interage com as tartarugas marinhas.	Guilherme Scheidt/MPA	Nº de frotas incorporadas ao PREPS	dez/2014	Alta	Alta	Claudia Ramos Zagaglia (CGCOP/ SEMOC/MPA); Coordenação Geral de Monitoramento e Informações Pesqueiras - CGMIP; Diretoria de Planejamento e Ordenamento da Pesca Industrial - DPI/ SEPOP/MPA	sem custo financeiro



META 2 - REDUÇÃO DAS CAPTURAS INCIDENTAIS E DA MORTALIDADE DE TARTARUGAS MARINHAS NAS ATIVIDADES PESQUEIRAS, EM 5 ANOS								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Desenvolver e implementar dispositivos de redução de captura de tartarugas marinhas	Augusto César Coelho/ICMBio	Nº de dispositivos testados; Nº de pescarias com dispositivos implementados	dez/2014	Média	Baixa	Fundação Pró-TAMAR, Antônio Clerton Pontes (IBAMA - CEPENE), Elcio Paulo da Rocha (IBAMA - CEPNOR), Luiz Fernando Rodrigues (IBAMA - CEPSUL), Venâncio Azevedo (Instituto de Pesca/SP), Guilherme Scheidt (MPA), Henry Louis Spach (UFPR - CEM), Ayda Alcântara (UFS), Departamentos de Engenharia de Pesca (UFRPE/UFS/UFPA)	500.000,00
2	Estudar modificações na estratégia da dinâmica da pesca (ex.: horário e quantidade de vistoria em rede emalhe)	José Henrique Becker/FPT	Nº de estratégias de alternativas definidas	dez/2013	Alta	Alta	Instituto de Pesca/SAA/SP, Instituto Oceanográfico-USP, Fundação Pró-Tamar, CEM/UFPR	100.000,00
3	Estudar e propor áreas e períodos de restrição da pesca por região.	João Carlos Thomé/ICMBio Centro Tamar	Mapa espacial temporal elaborado; portarias editadas	dez/2012	Alta	Alta	MMA-IBAMA, MPA, Universidades regionais , OEMA's, OMMA's, Parceiros/ protocolos regionais com o TAMAR	140.000,00
4	Incentivar e qualificar programas de certificação pesqueira para pescarias de baixo impacto sobre populações de tartarugas marinhas. (selo verde/ azul)	Eduardo Lima/ FPT	Total de Programas identificados, possíveis pescarias certificadas	dez/2012	Alta	Média	Amigos da Prainha do Canto Verde/CE, Fundação Pró-TAMAR, IBAMA, Instituto Terramar/CE, UFC-Departamento de Engenharia de Pesca	15.000,00
5	Apoiar/incentivar a utilização de alternativas de petrechos de pesca menos impactantes sobre as populações de tartarugas marinhas (ex: cercos flutuantes e currais de pesca), considerando o enfoque ecossistêmico (mamíferos marinhos, aves marinhas e elasmobrânquios).	Eduardo Lima/ FPT	Total de alternativas de petrechos de pesca identificados e divulgados	dez/2011	Média	Alta	AQUASIS - CE, Associações, Colônias e Cooperativas de Pescadores, FURG, IBAMA, MPA, NEMA, OEMAS, OMMAS, UFBA, UFC, UFES, UFRJ, UFS, Universidades Regionais, UFPR - CEM	20.000,00
6	Realizar campanhas de proteção da tartaruga pelo pescador "Nem tudo que cai na rede é peixe" e outras campanhas de sensibilização e educação ambiental junto às comunidades de pescadores	Eduardo Lima/ FPT	Protocolos de conservação das tartarugas marinhas divulgados; número de pescadores conscientizados	dez/2015	Baixa	Alta	Associação Guajiru - PB, Fundação Pró-TAMAR, IBAMA/CEPENE, IBAMA - NEA/ CE, NEMA, Prefeituras municipais, CEM/ UFPR	100.000,00

Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
7	Capacitar pescadores para o manejo correto de tartarugas capturadas incidentalmente e para o uso de medidas mitigadoras na pesca artesanal e industrial	Bruno Giffoni/ FPT	Nº de pescadores treinados	dez/2011 (contínuo)	Alta	Alta	Manoela Wariss (Instituto Aquamazon), Fundação Pró-TAMAR, ICMBio - Centro TAMAR, Sérgio Estima (NEMA), Juarez Pezzuti e Danielly Félix (UFPA), Camila Domit (CEM/UFPR)	100.000,00
8	Capacitar observadores de bordo para a coleta de dados sobre a interação das pescarias com as tartarugas marinhas.	Bruno Giffoni/ FPT	Nº de observadores treinados	dez/2011 (contínuo)	Baixa	Alta	Manoela Wariss (Instituto Aquamazon), Fundação Pró-TAMAR, ICMBio - Centro TAMAR, Sérgio Estima (NEMA), Juarez Pezzuti e Danielly Félix (UFPA)	50.000,00
9	Prover os órgãos de fiscalização de informações técnicas sobre locais e períodos estratégicos para proteção das tartarugas marinhas.	Gilberto Sales/ ICMBio Centro TAMAR	Informes enviados	ação contínua	Média	Alta	Diretoria de Planejamento e Ordenamento da Pesca Industrial - DPI/SEPOP/MPA. IBAMA/polícias ambientais estaduais	sem custo financeiro
10	Operacionalizar ou ampliar os instrumentos de gestão e ordenamento pesqueiros (comitês de gestão, estatísticas pesqueiras, programas de monitoramento)	Guilherme Scheidt/MPA	Nº de comitês de gestão implementados; Nº de frotas monitoradas (estatística, PROBORDO, PREPS)	dez/2014	Média	Alta	Diretoria de Planejamento e Ordenamento da Pesca Industrial - DPI/SEPOP/MPA	sem custo financeiro
11	Fazer gestão junto ao Ministério do Meio Ambiente e ao Ministério da Pesca para que novas licenças de pescarias que interagem com tartarugas marinhas não sejam concedidas.	Gilberto Sales/ ICMBio Centro TAMAR	Pescarias Regulamentadas	ação contínua	Alta	Alta	Departamento de Registro da Pesca e Aquicultura - DRPA/SEMOC/MPA	sem custo financeiro
12	Acelerar o processo de implementação do novo modelo de permissionamento para que seja implementado, no qual licenças múltiplas não sejam admitidas.	Guilherme Scheidt/MPA	Implementação do novo modelo de permissionamento	dez/2012	Alta	Alta	Departamento de Registro da Pesca e Aquicultura - DRPA/SEMOC/MPA	sem custo financeiro



META 3 - INTENSIFICAÇÃO DO TEMA "CAPTURA INCIDENTAIS DE TARTARUGAS MARINHAS" NOS FÓRUNS DE GESTÃO E ORDENAMENTO PESQUEIRO, NACIONAIS E INTERNACIONAIS, DAS PRINCIPAIS PESCARIAS QUE INTERAGEM COM TARTARUGAS MARINHAS, EM 5 ANOS								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Fortalecer a participação do tema Tartarugas Marinhas na Comissão Internacional para Conservação do Atum Atlântico (ICCAT), por meio da participação de especialistas nos fóruns.	Gilberto Sales/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de especialistas de tartarugas marinhas participando dos fóruns	dez/2012	Média	Alta	Coordenação Geral de Planejamento e Ordenamento da Pesca Oceânica - CGPO/ DPI/SEPOP/MPA, MRE e MMA	150.000,00
2	Resgatar a participação do tema Tartarugas Marinhas nos fóruns de gestão das pescarias que interagem com Tartarugas Marinhas (ex: comitê de gestão da pesca da lagosta, comitê da pesca do camarão), por meio da participação de especialistas nos fóruns .	Gilberto Sales/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de fóruns de gestão com o tema Tartarugas Marinhas abordado	dez/2012	Alta	Alta	IBAMA, ICMBio, MPA	75.000,00
3	Recriar o grupo de trabalho assessor sobre captura incidental na pesca no ICMBio.	Gilberto Sales/ ICMBio Centro TAMAR	Grupo criado	jul/2011	Alta	Alta	ICMBio - CMA, Projeto Albatroz	Sem custo financeiro
4	Incentivar a aproximação entre a Convenção Interamericana para Proteção e Conservação das Tartarugas Marinhas (CIT) e a ICCAT para incorporação das medidas de monitoramento e conservação de tartarugas marinhas na pesca.	João Carlos Thomé/ICMBio Centro TAMAR	Medidas de monitoramento e conservação incorporadas	dez/2011	Média	Alta	Coordenação Geral de Planejamento e Ordenamento da Pesca Oceânica - CGPO/ DPI/ SEPOP/MPA;MMA, Secretaria Pro-tempore da CIT, ICCAT (Comissão Internacional para a Conservação do Atum do Atlântico)	25.000,00
5	Atuar junto ao MMA e MRE para desenvolvimento de um Memorando de Entendimento entre as Partes (MOU) entre o secretariado da CMS e o governo brasileiro, visando a adesão do Brasil.	Gilberto Sales/ ICMBio Centro TAMAR	Adesão do Brasil a CMS	dez/2012	Alta	Média	ICMBio, Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Ministério das Relações Exteriores (MRE)	25.000,00
6	Buscar apoio para o fortalecimento da Rede de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas do Atlântico Sul Ocidental (RED ASO TORTUGAS)	Milágros López/FPT	Rede ASO Fortalecida	dez/2011	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Alejandro Fallabrino (Karumbé), Daniele Monteiro (NEMA), Laura Prosdocimi (PRICTMA), CEM/UFPR	50.000,00

META 4 - MONITORAMENTO DAS ÁREAS PRIORITÁRIAS DE REPRODUÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS, EM 05 ANOS								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Dar continuidade ao monitoramento de desovas protegendo fêmeas, ninhos e filhotes em áreas prioritárias para conservação ou pesquisa	Neca Marcovaldi/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de ninhos, fêmeas e filhotes protegidos	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Órgãos Estaduais de Meio Ambiente (OEMAS), Prefeituras	10.000.000,00
2	Manter o programa de marcação das fêmeas, coleta de dados e amostras biológicas garantindo a avaliação do estado de conservação das populações a longo prazo.	Alexsandro Santos/FPT	Nº de fêmeas marcadas, amostras coletadas	set/2011 (contínuo)	Alta	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Marinha do Brasil, Reserva Biológica do Atol das Rocas	4.000.000,00
3	Manter o programa de sensibilização do público em geral sobre a importância da proteção das tartarugas marinhas.	Jaqueline Castilhos/FPT	Nº de pessoas e entidades atendidas	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Estados CE, RN, PE, SE, BA, ES, RJ, SP, SC (OEMAS e Secretarias de Educação); Fundação Pró-TAMAR, Prefeituras Municipais de Almofala/CE, Pipa/RN, Pirambu/SE, Estância/SE, Mata de São João/BA, Camaçari/BA, Linhares/ES, Guriri/ES, Campos/RJ, Ubatuba/SP e Florianópolis/SC; Universidade Vila Velha/ ES, UFS, UFCE, UFBA	1.000.000,00
4	Dar continuidade aos programas de inclusão social junto às comunidades de pescadores em áreas prioritárias para as tartarugas marinhas através da promoção da cidadania, do resgate e valorização cultural, de programas de geração de renda e de melhoria de qualidade de vida.	Jaqueline Castilhos/FPT	Nº de pessoas e entidades atendidas	set/2011 (contínuo)	Média	Média	Estados CE, RN, PE, SE, BA, ES, RJ, SP, SC (OEMAS e Secretarias de Educação); Fundação Pró-TAMAR, Prefeituras Municipais de Almofala/CE, Pipa/RN, Pirambu/SE, Estância/SE, Mata de São João/BA, Camaçari/BA, Linhares/ES, Guriri/ES, Campos/RJ, Ubatuba/SP e Florianópolis/SC; Universidade Vila Velha/ ES, UFS, UFCE, UFBA; UFPA (Juarez Pezzuti e Daniela Félix), Instituto de Pesca de São Paulo; Superintendências do MPA nos Estados	5.000.000,00
5	Monitorar a prevalência da fibropapilomatose em tartarugas marinhas	Cecília Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de tartarugas marinhas examinadas	set/2011 (contínuo)	Baixa	Média	Fundação Pró-TAMAR/ICMBio	Custo não estimado



Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
6	Promover a análise contínua, a publicação e a divulgação das informações.	Gustave Lopez/ FPT	Nº de publicações	fev/2012 (contínuo)	Alta	Alta	Rita Mascarenhas (Associação Guajiru), Victor Patiri (Braço Social), Fundação Pró-TAMAR, Paulo Barata (FIOCRUZ), Leandro Bugoni (FURG), Sergio Estima e Danielle Monteiro (NEMA), Sarah Vargas (UFES), Luciano Soares e Soares (Universidade da Flórida), Fabrício Santos (UFMG), Camila Domit (UFPR/CEM), Tiago Serafini (UFPR), Guilherme Longo (UFSC), Eugenia Naro-Maciel (University N. Y.)	100.000,00
7	Elaborar e disponibilizar material informativo e educativo divulgando informações sobre as tartarugas marinhas e a importância da proteção destes animais.	Jaqueline Castilhos/FPT	Nº de materiais informativos e educativos produzidos	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Instituições de ensino locais (municipais, estaduais e particulares), Prefeituras Municipais/ Estaduais, Secretarias Municipais/ Estaduais de Inclusão Social e da Cultura, ONG's, Universidades, CEM/UFPR	5.000.000,00
8	Realizar campanhas e programas de sensibilização.	Jaqueline Castilhos/FPT	Nº de pessoas e entidades atendidas	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Prefeituras Municipais/Estaduais, Secretarias Municipais/Estaduais de Inclusão Social e da Cultura, ONGs, Universidades, Instituições de Ensino Locais (municipais, estaduais e particulares), CEM/UFPR, UFPA (Juarez Pezzuti e Daniela Félix)	300.000,00
9	Dar continuidade e aprimorar a supervisão técnica do Centro Tamar/ICMBio aos programas de conservação ou pesquisa realizados por outras entidades	Cecília Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	No de programas supervisionados	dez/2011 (contínuo)	Média	Média	Fundação Pró-TAMAR	160.000,00

META 5 - IDENTIFICAÇÃO, PROTEÇÃO E MONITORAMENTO DAS PRINCIPAIS ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS, EM 05 ANOS								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Dar continuidade as atividades de pesquisa e conservação nas áreas de alimentação prioritárias	José Henrique Becker/FPT	Nº de registros de tartarugas marinhas; Nº de tartarugas marinhas liberadas	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Fundação Pró TAMAR, IPeC, NEMA, CEM/ UFPR	10.000.000,00
2	Dar continuidade ao monitoramento dos encalhes nas áreas relevantes de ocorrência de tartarugas marinhas e investigar as causas desses eventos	Cecília Baptistotte/ ICMBio Centro Tamar	Nº de encalhes com causas identificadas	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Fundação Pró TAMAR, NEMA, CEM/UFPR	4.000.000,00
3	Dar continuidade e apoiar a rede de reabilitação de tartarugas marinhas encalhadas.	Cecília Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de tartarugas marinhas reabilitadas	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR	6.000.000,00
4	Monitorar a prevalência da fibropapilomatose em tartarugas marinhas	Cecília Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de tartarugas marinhas examinadas	set/2011 (contínuo)	Baixa	Alta	CEM/UFPR	Custo não estimado
5	Elaborar e disponibilizar material informativo, educativo e científico divulgando informações sobre as tartarugas marinhas e a importância da proteção destes animais.	Eduardo Lima/ FPT	Nº de material informativo, educativo e científico produzidos	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Associação Guajiru, Fundação Pró-TAMAR, IBAMA/CEPENE, IBAMA/NEA, NEMA, CEM/UFPR	150.000,00
6	Realizar campanhas e programas de sensibilização.	Eduardo Lima/ FPT	Nº de pessoas atendidas	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Amigos da Prainha do Canto Verde/CE, AQUASIS, Associação Guajiru, Colônias de Pesca, Fundação Pró-TAMAR, IBAMA/CEPENE, IBAMA/NEA, NEMA, Prefeituras municipais, CEM/UFPR, UFC - Departamento de Engenharia de Pesca	500.000,00
7	Dar continuidade aos programas de inclusão social junto às comunidades de pescadores em áreas prioritárias para as tartarugas marinhas através da promoção da cidadania, do resgate e valorização cultural, de programas de geração de renda e de melhoria de qualidade de vida.	Eduardo Lima/ FPT	Nº de pessoas atendidas	set/2011 (contínuo)	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR, IBAMA/CEPENE, NEMA, Prefeituras municipais	300.000,00





META 6 - REDUÇÃO DOS IMPACTOS ANTROPOGÊNICOS NAS PRINCIPAIS ÁREAS DE OCORRÊNCIAS DAS TARTARUGAS MARINHAS, EM 05 ANOS								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Inserir nos órgãos licenciadores, mecanismos que orientem procedimentos de consulta ao ICMBio/Tamar nos processos de licenciamento e monitoramento ambiental a serem executados em áreas prioritárias para conservação de tartarugas marinhas.	Roberto Sforza/ ICMBio Centro TAMAR	Órgãos licenciadores utilizando as orientações do ICMBio/TAMAR Nº de Termos de Referência (TR) utilizando as orientações do ICMBio/TAMAR	jul/2013	Média	Alta	Fabíola Nunes (IBAMA), Lolita Garrido (IMA/BA), Camila Domit (CEM/UFPR)	20.000,00
2	Revisar e inserir na Resolução CONAMA nº 10/96, de 24 de outubro de 1996, Portarias IBAMA nºs 10 e 11, de 1995, atualização das áreas prioritárias atualizadas e publicadas.	João Carlos Thomé/ICMBio Centro TAMAR	Normativas revisadas e publicadas	dez/2011	Média (portarias); Alta (resolução CONAMA)	Alta	ICMBio/DIBio (Divisão de Biodiversidade), IBAMA, Ministério do Meio Ambiente (MMA)	25.000,00
3	Articular novos instrumentos normativos e inserir medidas de proteção adequados as atuais ameaças nas três esferas de governo compatíveis.	João Carlos Thomé/ICMBio Centro TAMAR	Novos instrumentos propostos e publicados	dez/2015	Média	Média	Bases do TAMAR e parceiros com os quais existam protocolos, OEMA's e OMMA's (Órgãos Municipais de Meio Ambiente)	25.000,00
4	Criar e disponibilizar instrumentos indicando as áreas relevantes, lacunas de conhecimento, diretrizes, critérios, parâmetros e procedimentos a serem aplicados no licenciamento dos principais tipos de empreendimentos.	Roberto Sforza/ ICMBio Centro TAMAR	Instrumentos criados e disponibilizados	jul/2011	Baixa	Alta	DILIC/IBAMA (Diretoria de Licenciamento), CEM/UFPR	30.000,00
5	Buscar a integração do ICMBio/Tamar na supervisão da implantação dos empreendimentos, contribuindo na análise de relatórios de monitoramento realizados nas áreas prioritárias para conservação das tartarugas marinhas.	Roberto Sforza/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de relatórios analisados	jul/2012 (contínuo)	Média	Alta	DILIC/IBAMA e OEMAs	20.000,00
6	Fazer gestão junto ao GERCO para incorporação de normas de proteção às tartarugas marinhas no zoneamento nacional e nas legislações estaduais e municipais.	João Carlos Thomé/ICMBio Centro TAMAR	Normas incorporadas	jul/2012 (contínuo)	Média	Média	MMA-GERCO (Programa de Gerenciamento Costeiro), OEMA's e OMMA's, ANAMA, ABEMA (Associação Brasileira de Entidades Estaduais de Meio Ambiente)	25.000,00
7	Apoiar a criação de áreas protegidas em áreas prioritárias para tartarugas marinhas.	Claudio Bellini/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de áreas protegidas criadas	dez/2015	Alta	Alta	Fundação Pró-TAMAR, ICMBio	120.000,00

META 7 - REDUÇÃO DOS IMPACTOS PROVOCADOS PELA POLUIÇÃO³ SOBRE AS TARTARUGAS MARINHAS, EM 05 ANOS								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Inserção e intensificação do tema impactos provocados pela poluição sobre as populações de tartarugas marinhas nos fóruns de discussão e instancias normativas reguladoras relacionados à ocorrência de poluição nos ambientes costeiros e marinhos.	Cecilia Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	No de fóruns onde o tema passa a ser tratado	dez/2011 (continuo)	Média	Alta	Governos Federal, Estadual e Municipal; Organizações Não Governamentais (ONG's)	30.000,00
2	Elaborar e disponibilizar para a sociedade material informativo e educativo divulgando informações sobre os impactos causados por poluição sobre as tartarugas marinhas.	Cecilia Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de materiais informativos e educativos produzidos	dez/2011 (continuo)	Baixa	Alta	Fundação Pró-TAMAR; NEMA; CEM/ UFPR	100.000,00

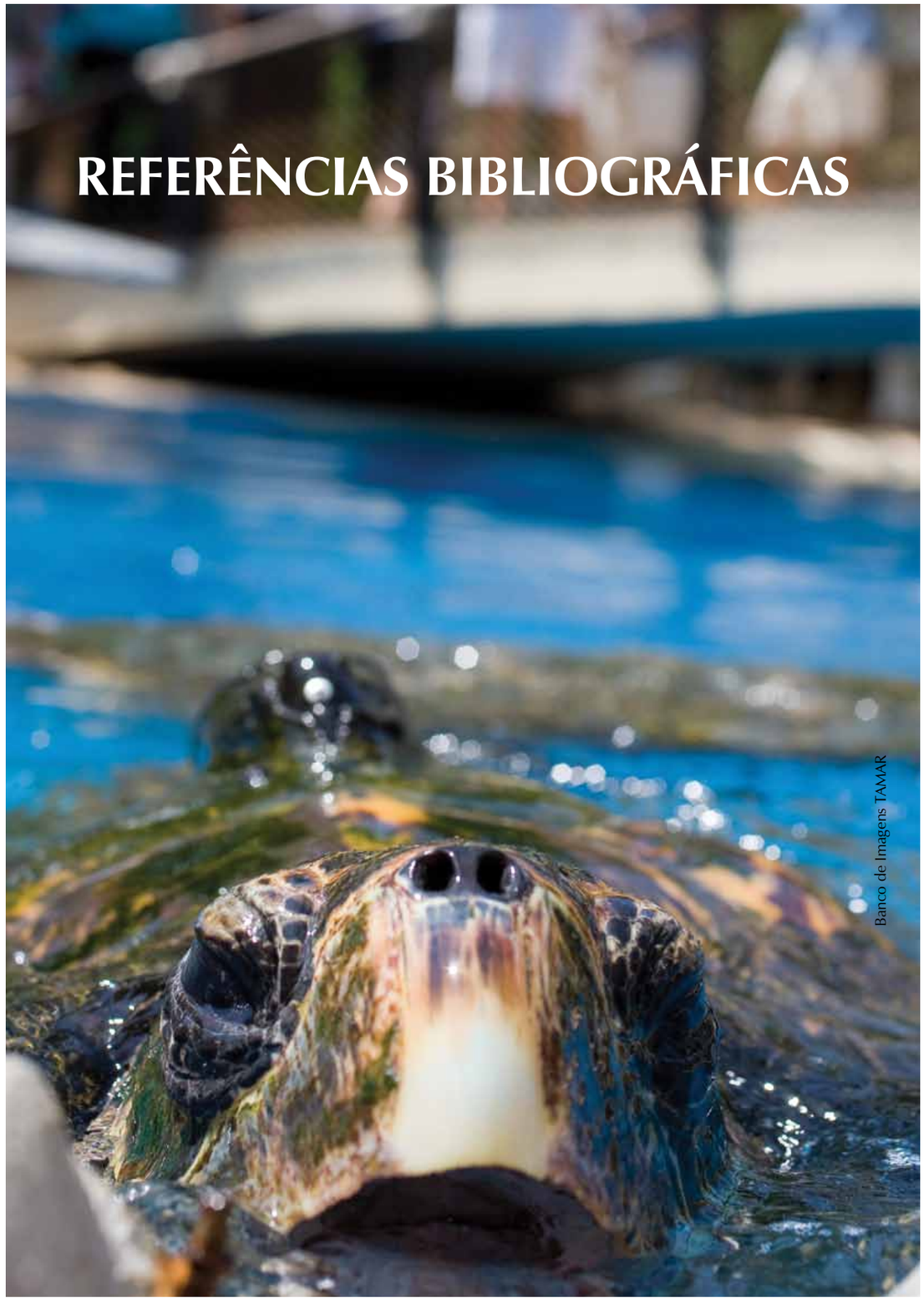


META 8 - AUMENTO DO CONHECIMENTO CIENTÍFICO RELACIONADO À CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS, EM 05 ANOS								
Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
1	Complementar, padronizar e divulgar os protocolos de procedimentos para coleta de dados e material biológico.	Alexsandro Santos/FPT	Nº de protocolos atualizados	jun/2011	Média	Alta	Rita Mascarenhas (Associação Guajiru), Paulo Barata (FIOCRUZ), Fundação Pró-TAMAR, CEM/UFPR, Eliana Matsushima (USP)	40.000,00
2	Avaliar metodologias existentes que são utilizadas para determinar a estimativa de captura incidental de tartarugas marinhas (cota) na pesca de espinhel pelágico.	Neca Marcovaldi/ ICMBio Centro TAMAR	Metodologias avaliadas	dez/2011	Alta	Alta	Paulo Barata (FIOCRUZ), Jorge Kotas (IBAMA-CEPSUL), Guilherme Scheidt (MPA), MTSG, NOAA, Humber Agrelli (UFRPE), Fundação Pró-TAMAR, Western Pacific Council	25.000,00
3	Promover uma reunião do sub-comitê de ecossistemas da ICCAT no Brasil com o objetivo de aprimorar processos de pesquisa, monitoramento e mitigação de capturas incidentais de tartarugas marinhas na pesca de atuns.	Guilherme Scheidt/MPA	Reunião realizada	jun/2012	Média	Alta	Coordenação Geral de Planejamento e Ordenamento da Pesca Oceânica - CGPO/ DPI/SEPOP/MPA, MRE, ICCAT	50.000,00
4	Efetuar análises mais detalhadas de dados já existentes sobre captura incidental de tartarugas marinhas em pesca oceânica dentro de um ponto de vista ecossistêmico	Bruno Giffoni/ FPT	Artigos publicados	dez/2012 (contínuo)	Baixa	Alta	Paulo Barata (FIOCRUZ), Fundação Pró-TAMAR, Leandro Bugoni e Eduardo Secchi (FURG), Manoela Wariss (Instituto Aquamazon), Suzana Guedes (MPA), Daniele Monteiro (NEMA), Daniely Felix e Juarez Pezzuti (UFPA), Humber Agrelli (UFRPE), Camila Domit (CEM/UFPR)	30.000,00
5	Aumentar o conhecimento sobre a diversidade genética remanescente, a estrutura populacional e fluxo gênico (rotas migratórias) das populações de tartarugas marinhas	Sarah Vargas/ UFES	Artigos publicados	dez/2012	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR, Luciano Soares (Universidade da Flórida), PUC-RS, UERJ, UFES, UFMG, FURG, IPeC, Eugenia Naro-Maciel (University N.Y.)	250.000,00
6	Avaliar a implementação de métodos genéticos existentes para determinação sexual em filhotes de tartarugas marinhas	Sarah Vargas/ UFES	Artigos publicados	dez/2014	Média	Média	Luciano Soares (Universidade da Flórida); UFMG, Fundação Pró-TAMAR, UFES	50.000,00
7	Buscar entender o fenômeno de hibridização que ocorre em alta frequência na costa brasileira.	Sarah Vargas/ UFES	Artigos publicados	dez/2015	Alta	Alta	Luciano Soares (Universidade da Flórida); UFMG, Fundação Pró-TAMAR, UFES	100.000,00

Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
8	Avaliar a região de Abrolhos como área de alimentação e desova de tartarugas de pente	João Carlos Thomé/ICMBio Centro TAMAR	Relatórios e artigos publicados	dez/2014	Baixa	Média	Projeto Amiga Tartaruga; PARNA Abrolhos, Instituto Ecomar, Conservação Internacional, Reserva da Biofera, SOS-Mata Atlântica	25.000,00
9	Identificar e avaliar os impactos causados pelas diferentes agentes poluidores (lixo, material contaminantes, pesca fantasma, poluição luminosa, poluição sonora,) sobre as populações de tartarugas marinhas	Cecilia Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	Relatórios e artigos publicados	dez/2011 (continuo)	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR; UVV; USP; CEM/ UFPR	30.000,00
10	Iniciar estudos complementares para avaliação de estoques populacionais (ex.: isótopos estáveis e contaminantes químicos).	Camila Domit/ UFPR	Artigos publicados	dez/2012	Média	Média	FURG (Eduardo Secchi), MAQUA/UERJ (José Lailson Brito Junior & Liana Rosa), CEM/UFPR (Camila Domit & Liana Rosa), UVV/ES (Paulo Dias Jr.), USP/SP (Eliana Matushima)	50.000,00
11	Implementar um banco de amostras biológicas de tartarugas marinhas	Eliana Matushima/ USP	Nº de amostras armazenadas	dez/2012 (continuo)	Média	Alta	UFRPE, UFS, UFMG, UFES, USP	50.000,00
12	Capacitar médicos veterinários que atuam em programas de pesquisa e conservação relacionados à tartarugas marinhas (medicina forense) para determinação da causa de morte das tartarugas marinhas	Cecilia Baptistotte/ ICMBio Centro TAMAR	Nº de veterinários capacitados	dez/2011 (continuo)	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR; USP	20.000,00
13	Dar continuidade à análise da influência de fatores abióticos (precipitação, temperatura), nos parâmetros de incubação de ninhos.	Antônio de Pádua/ICMBio	Artigos publicados	dez/2012	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR; Universidades (UFES, UFS, UVV, Flórida, UFBA, UFCE, UFPB,UFMG)	3.000.000,00
14	Dar continuidade à análise dos principais impactos decorrentes da ocupação da orla marítima sobre as populações de tartarugas marinhas em áreas prioritárias de desova	Gustave Lopez/ FPT	Relatórios e artigos publicados	dez/2012 (continuo)	Alta	Alta	Rita Mascarenhas (Associação Guajiru), Victor Patiri (Braço Social), Paulo Barata (FIOCRUZ), Sérgio Estima e Daniele Monteiro (NEMA), Fundação Pró-TAMAR, Sarah Vargas (UFES), Fabrício Santos (UFMG), Leandro Bugoni (FURG), Camila Domit (CEM/UFPR), Guilherme Longo (UFSC), Tiago Serafini (UFPR), Luciano Soares (Universidade da Flórida)	100.000,00
15	Promover o aperfeiçoamento técnico/científico das equipes de profissionais envolvidos nos programas de conservação e pesquisa de tartarugas marinhas	Antônio de Pádua/ICMBio	No de profissionais capacitados	dez/2011 (continuo)	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR; Universidades - UFES; UFS, UFMG, UFBA, UFCE, ESALQ/ USP (Escola Superior de Agricultura); ICMBio (CGGP); WIDECAST (Rede de Trabalho de Tartarugas Marinhas do Caribe)	500.000,00

Nº	Ações	Articulador	Indicador	Data Limite	Dificuldades	Prioridades	Colaboradores	Custo estimado (R$)
16	Analisar os impactos sócio econômicos do programa de conservação das tartarugas marinhas	Jaqueline Castilhos/FPT	Artigos publicados	dez/2014	Média	Alta	Fundação Pró-TAMAR	24.000,00
17	Estudos integrados para compreensão do uso do ambiente marinho pelas espécies (telemetria, marcação, variáveis oceanográficas e ecologia alimentar).	Milagros López/FPT	Artigos publicados	dez/2012	Alta	Alta	CEM/UFPR; Antônio de Pádua(ICMBio); Lauro Madureira (FURG); Fundação Pró-TAMAR; Luciano Soares (Univ. Flórida); Nayara Bucair (FURG); Yonat Swimmer (NOAA); Danielle Monteiro (NEMA)	166.000,00
18	Avaliar modelos de dispersão de materiais e organismos por correntes marinhas que possam contribuir para o entendimento dos encalhes das tartarugas marinhas nas principais áreas de ocorrências	Augusto César Coelho/ICMBio	Relatórios e artigos publicados	dez/2012	Média	Alta	Eliana Matushima (USP); Sérgio Estima (NEMA); Silvio dos Santos Jr. (Petrobras SE/AL); Departamento de Engenharia de Pesca (UFRPE/UFS); Departamento de Biologia (UFS); Departamento de Veterinária (Faculdade Pio X - SE); Fundação Pró-TAMAR; Laura Neiz (FMA/SE)	150.000,00
19	Identificar áreas de alimentação de tartarugas marinhas prioritárias para conservação e pesquisa	José Henrique Becker/FPT	Relatórios e artigos publicados	dez/2012	Alta	Média	Fundação Pró TAMAR, Centro de Estudos do Mar/UFPR, Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental - NEMA, Instituto de Pesquisas Cananeia - IPeC, Sociedade em Defesa do Litoral Brasileiro-SDLB, Instituto Laje Viva, Universidade Estadual Paulista UNESP-São Vicente, Laboratório de Genética Marinha da Universidade do Estado do Rio de Janeiro - LGMar/UERJ, CEPSUL-IBAMA, CEPNOR-IBAMA, CEPENE-IBAMA, Estação Ecológica dos Tamoios-ICMBio, Estação Ecológica dos Tupiranbás-ICMBio, Estação Ecológica dos Tupinquins - ICMBio	150.000,00
20	Fazer gestão sobre instituições de fomento, públicas e privadas, para financiar as ações e pesquisas indicadas neste plano de ação (PAN)	Guy Marcovaldi/ ICMBio Centro TAMAR	Ações financiadas	dez/2011 (continuo)	Média	Alta	Fundação Pró- TAMAR, UFMG; Universidade da Flórida; PETROBRAS; MPA; FUNBIO (Fundo Brasileiro para a Biodiversidade), NOAA	Custo não estimado

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS



Banco de Imagens TAMAR

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

ABREU-GROBOIS, A. & PLOTKIN, P. *Lepidochelys olivacea*. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 18 November 2010, 2008.

ACKERMAN, R. A. The nest environment and the embryonic development of sea turtles. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (Eds.). **The biology of sea turtles**. Raton, Fla.: CRC Press. p. 83-106, 1997.

AGUIRRE, A. A. Fibropapilomas en Tortugas Marinas: un Taller del XVIII Simpósio anual sobre la biología y la conservación de las tortugas marinas. **Noticiero de Tortugas Marinas**, Washington, n. 82, p. 10-12, 1998.

ALMEIDA, A. de P.; BAPTISTOTTE, C.; SCHINEIDER, J. A. P. Loggerhead turtle tagged in Brazil found in Uruguay. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n. 87, p. 10, 2000.

ALMEIDA, A. P.; MOREIRA, L. M. P.; BRUNO, S. C.; THOMÉ, J. C. A.; MARTINS, A. S.; BOLTEN, A. B..; BJORNDAL, K.A. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends, and biometrics. **Endangered Species Research** 14: 193-201. 2011b

ALMEIDA, de P. A.; SANTOS, A. J. B.; THOMÉ, J. C. A.; BELINI, C.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. Â.; SANTOS, A. S.dos; LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira Ano I, n. 1, 12-19 2011a https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/view/87/73

ALMEIDA, de P. A.; THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. Â.; SANTOS, A. S. dos; LOPEZ, M. Avaliação do Estado de Conservação da Tartaruga Marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira Ano I, n. 1, 37-44. 2011c https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/viewFile/90/75

ALMEIDA, A. P.; ECKERT, S. A.; BRUNO, S. C.; SCALFONI, J. T.; GIFFONI, B.; LÓPEZ-MENDILAHARSU. M.; THOMÉ, J. C. A. Satellite-tracked movements of female *Dermochelys coriacea* from southeastern Brazil. **Endangered Species Research.** v.15, p.77-86, 2011

AVENS, L.; TAYLOR, J. C.; GOSHE, L. R.; JONES, T. T.; HASTINGS, M. Use of skeletochronological analysis to estimate the age of leatherback sea turtles *Dermochelys coriacea* in the western North Atlantic. **Endangered Species Research**, v.8, n.3, p.165-177, 2009.

BANCO DE DADOS TAMAR/SITAMAR. Contato: Alexsandro Santos (alex@tamar.org.br)

BALAZS, G. H. Status of sea turtles in the Central Pacific Ocean. In: BJORNDAL, K. A. (ed.). **Biology and Conservation of Sea Turtles.** Washington DC: Smithsonian Institution Press, p. 243-252, 1982.

BAPTISTOTTE, C.; RIETH, D. B.; BECKER, J. H.; LOPEZ, G.; CASTILHOS, J. C.; LIMA, E. H. S. M.; BELLINI, C.; MATUSHIMA, E. R.; BARATA, P. C. R. Prevalência de fibropapilomas em tartarugas marinhas nas áreas de alimentação no Brasil. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 5., 2000, São Paulo. **Anais...** São Paulo, SP. p. 29, 2000.

BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C. A.; BJORNDAL, K. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v.4, n.3, p.523-529, 2003.

BARATA, P. C. R. & FABIANO, F. F. C. Evidence for leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and a review of occasional leatherback nests in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n. 96, p.13-16, 2002.



BARATA, P. C. R.; LIMA, E. H. S. M.; BORGES-MARTINS, M.; SCALFONI, J. T.; BELLINI, C.; SICILIANO, S. Records of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian coast, 1969–2001. **Journal of the Marine Biological Association,** United Kingdom, n. 84, p.1233–1240, 2004.

BASS, A. L. Genetic analisys to elucidate the natural history and behavior of hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Widder Caribbean – a review and re-analisys. Chelonian Conservation and Biology, v.3 (2). P. 195-199, 1999

BELLINI, C. & SANCHES, T. M. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, n.74, p.12-13, 1996.

BELLINI, C.; MARCOVALDI, M .A.; SANCHES, T. M.; GROSSMAN, A.; SALES, G. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest *Chelonia* rookery in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n. 72, p. 1-2, 1996.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; FORMIA, A. Hawksbill turtle tagged in Brazil captured in Gabon, Africa. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n. 87, p.11-12, 2000.

BERNARDO, J. & PLOTKIN, P. T. An Evolutionary Perspective on the Arribada Phenomenon and Reproductive Behavioral Polymorphism of Olive Ridley Sea Turtles (*Lepidochelys olivacea*). In: PLOTKIN, P. T. (ed.). **Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles**. Baltimore, Maryland: Johns Hopkins University Press, p.59-87, 2007.

BILLES, A.; FRETEY, J.; VERHAGE, B.; HUIJBREGTS, B.; GIFFONI, B.; PROSDOCIMI, L.; ALBAREDA, D. A.; GEORGES, J. Y.; TIWARI, M. First evidence of leatherback movement from Africa to South America. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n. 111, p. 13–14, 2006.

BRITO, F. L. C.; MAIA, F. C. L.; FRANÇA, L. M. O.; ALBUQUERQUE, A. R.; SANTOS, R. A. M.; CAVALCANTI, M. A. M.; GUIMARÃES, E. S. G. Fibropapillomatosis and multiple fibromas in a green turtle from the south coast of Pernambuco State, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**. Wales. n. 106, p. 12, 2004.

BJORNDAL, K. A. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (eds.). **The biology of sea turtles**. Raton, Fla.: CRC Press. p. 199-231, 1997.

BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; MOREIRA, L.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A. Population Structure and Diversity of Brazilian Green Turtle Rookeries Based on Mitochondrial DNA Sequences. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v. 5, n. 2, p. 262-268, 2006.

BJORNDAL, K. A. & ZUG, G. R. Growth and Age of Sea Turtles. In: Bjorndal, K. A. (ed.) **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Washington DC: Smithsonian Institution Press. p. 599-600, 1995.

BOLTEN, A. B. Active swimmers – passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerhead in the Atlantic system. In: BOLTEN, A. B. and WITHERINGTON, B. E. (eds). **Loggerhead Sea Turtles**. Washington: Smithsonian Institution. cap. 4, p. 63-78, 2003.

BOLTEN, A. B. & BALAZS, G. H. Biology of the early pelagic stage - the ``lost year''. In: Bjorndal KA (ed) Biology and conservation of sea turtles, revised edition. **Smithsonian Institution Press**. Washington, DC. p. 575 – 581, 1995.

BRODERICK, A. C.; FRAUENSTEIN, R.; GLEN, F.; HAYS, G. C.; JACKSON, A. L.; PELEMBE, T.; RUXTON, D. G.; GODLEY, B. J. Are green turtles globally endangered? **Global Ecology and Biogeography**. v.15 (1), p. 21–26, 2006.

BUGONI, L. Diet of sea turtles in southern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachussets, v.4, p. 685-688, 2003.

BUGONI, L.; KRAUSE, L.; PETRY, M. V. Marine Debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. Great Britain: Elsevier Science, v. 42, p.1330-1334, 2001.

BUGONI, L; NEVES, T. S.; LEITE JR., N. O.; CARVALHO, D.; SALES, G.; FURNESS, R. W.; STEIN, C. E.; PEPPES, F. V.; GIFONNI, B. B.; MONTEIRO, D. S. Potencial bicatch of sea birds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava fleet, Brazil. **Fisheries Research** v. 90, p. 217-224, 2008.

BOULON, R. H.; DUTTON, P. H.; MCDONALD, D. L. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, US Virgin Islands: fifteen years of conservation. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v. 2, n. 2, p. 141–147, 1996.

CAMPOS, F. R.; BECKER, J. H.; GALLO, B. M. G. Registro de ocorrência reprodutiva da tartaruga marinha *Caretta caretta* em Parati, litoral sul do Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2004. São Paulo. **Resumos...** São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2004.

CARACCIO, M. N.; DOMINGO, A.; MÁEQUEZ, A.; NARO-MACIEL, E.; MILLER, P.; PEREIRA, A. Las aguas del Atlántico Sudoccidental y su importancia en el ciclo de vida de la tortuga cabezona (*Caretta caretta*): evidencias a través del análisis del ADNmt. **Collective Volume of Scientific Papers ICCAT.** v.62, n.6, p. 1831-1837, 2008.

CARR, A. Impact of nondegradable marine debris on the ecology and survival outlook of sea turtles. **Marine Pollution Bulletin**. Great Britain, v. 18, n. 6B, p.352-356, 1987.

CASALE, P. Incidental catch of marine turtles in the Mediterranean Sea: captures, mortality, priorities. **WWW**. Rome, Italy, 2008.

CASTILHOS, J. C. de; COELHO, C. A.; ARGOLO, J. F.; SANTOS, E. A. P. dos; MARCOVALDI, M. Â.; SANTOS, A. S. dos; LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira (2011) Ano I, n. 1, p. 28-36 https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/viewFile/90/75

CASTILHOS, J. C.; TIWARI, M. Preliminary data and observations from an increasing olive ridley population in Sergipe, Brazil. **Marine Turtles Newsletter**, Wales, n. 113, p. 6-7, 2006.

CATRY, P.; BARBOSA, C.; PARIS, B.; INDJAI, B.; ALMEIDA, A.; LIMOGES, B.; SILVA, C.; PEREIRA, H. Status, ecology, and conservation of sea turtles in Guinea-Bissau. **Chelonian Conservation and Biology**. n. 8: p. 50–160, 2009.

CHALOUPKA, M. Y. & MUSICK, J .A. Age, growth, and population dynamics. In LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (eds.). **The biology of sea turtles**. Raton, Fla.: CRC Press. p. 233 – 276, 1997.

CHALOUPKA, M.; LIMPUS, C. Robust statistical modelling of hawksbill sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef). **Marine Ecology Progress Series** n.146, p.1-8, 1997.

CHALOUPKA, M.; BJORNDA, K. A.; BALAZS, G. H.; BOLTEN, A. B.; BOLTEN, EHRHART, L. M.; LIMPUS, C. J.; SUGANUMA; H.; TROËNG, S.; YAMAGUCHI, M. Encouraging outlook for recovery of a once severely exploited marine megaherbivore. **Global Ecology and Biogeography**. n.17, p. 297 - 304, 2008.

CHALOUPKA, M. Y.; LIMPUS, C. J.; MILLER, J. D. Sea turtle growth dynamics in a spatially disjunct metapopulation. **Coral Reefs** n. 23, v. 3, 2004.

CHAN, E. H.; LIEW, H. C. A review of the effects of oil-based activities and oil pollution on sea turtles, p.159-168. In: SASEKUMAR, A.; D´CRUZ, R; LIM, S. L. H. (eds.), Thirty Years of Marine Science Research and Development. Proc. 11th Annual Seminar, **Malaysian Society of Marine Sciences**, 26 March 1988. Kuala Lumpur, Malaysia, 1988.

CHATTO, R.; GUINEA, M. L.; CONWAY, S. Sea turtles killed by flotsam in northern Australia. **Marine Turtle Newsletter**, n. 69, p. 17-18, 1995.

CHOUDHURY, B. C.; PANDAV, B.; TRIPATHY, B; ANDREWS, H. V. **Sea turtle conservation: Eco (turtle) friendly coastal development.** GOI UNDP Project Manual. Centre for Herpetology/Madras Crocodile Bank Trust, Tamil Nadu, India, 2003.

COELHO, A. L. S. **Análise dos encalhes de tartarugas-marinhas (Reptilia: Testudines), ocorridos no litoral sul da Bahia, Brasil.** 2009. 70 p. (Dissertação de mestrado) - Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, 2009.

COLMAN, L. P. **Dieta da Tartaruga-oliva *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) no litoral do Estado de Sergipe, Brasil**. Monografia de Ciências Biológicas. Universidade Federal da Bahia. 28p. 2009.

D'AMATO, A. F. Ocorrência de tartarugas marinhas (Testudines: Cheloniidae, Dermochelyidae) no Estado do Paraná (Brasil). **Acta Biologica Leopoldinense**, v.13, n. 2, p. 105-110, 1991.

DODD, C. K. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). **U.S. Biological Report**. n. 88, p.14, 1988.

DOYLE, T. K.; HOUGHTON, J. D. R.; O´SÚILLEABHÁIN, P. R.; HOBSON, V. J.; MARNELL, F.; DAVENPORT, J.; HAYS, G. C. Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. **Endangered Species Research**. v. 4, p. 23-31, 2008.

DUTTON, D. L.; DUTTON, P. H.; CHALOUPKA, M.; BOULON, R. H. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. **Biological Conservation**, v. 126, n. 2, p. 186–194, 2005.

FOSSETTE, S.; KELLE, L.; GIRONDOT, M.; GOVERSE, E.; HILTERMAN, M. L.; VERHAGE, B.; de THOISY, B.; GEORGES, J. Y. The world's largest leatherback rookeries: A review of conservation-oriented research in French Guiana/Suriname and Gabon. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology** . v. 356, p. 69–82, 2008.

GALLO, B. M. G.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. D.; BECHER, J. H.; BARATA, P. C. R. Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. **Chelonian Conservacion Biology.** v. 5, p. 93–101, 2006.

GARCIA-FERNANDEZ, A. J.; GOMEZ-RAMIREZ, P.; MARTINEZ-LOPEZ, E.; HERNANDEZ-GARCIA, A.; MARIA-MOJICA, P.; ROMERO, D.; JIMÉNEZ, P.; CASTILLO, J. J.; BELLIDO, J. J. Heavy metals in 32 tissues from loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Southwestern Mediterranean (Spain). **Ecotoxicology and Environmental Safety.** v. 72, p. 557-563, 2009.

GIFFONI, B.; DOMINGO, A.; SALES, G.; FIEDLER, F. N.; MILLER, P. Interaccion de Tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) con la pesca de palangre pelágico en el Atlantico Sudoccidental: una perspectiva regional para conservacion. **Collective Volume of Scientific Papers ICCAT**. v. 62, n. 6, p. 1861-1870, 2008.

GODLEY. B. J.; BRODEREICK, A. C.; HAYS, G. C. Nesting of green turtles (*Chelonia mydas*) at Ascension Island, South Atlantic. **Biological Conservation**. v. 97, p. 151-158, 2001.

GODLEY, B. J.; THOMPSON, D. R.; FURNESS, R. W. Do heavy metal concentrations pose a threat to marine turtles from the Mediterranean Sea? **Marine Pollution Bulletin**. v. 38, n. 6, p. 497-502, 1999.

GROSSMAN, A. **Biologia reprodutiva de *Chelonia mydas* (Reptilia), na Reserva Biológica do Atol das Rocas.** 2001. 43p. (Dissertação) - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, RGS, 2001.

GROSSMAN, A.; BELLINI, C.;MARCOVALDI, M. A. Reproductive biology of the green turtle at the Biological Reserve of Atol das Rocas off northeast Brazil. 2002. In: Seminoff J. A. (comp.). Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. **NOAA Tech.** Memo. NMFS-SEFSC-503, p.136, 2003.

GROSSMAN, A.; BELLINI, C.; FALLABRINO, A.; FORMIA, A.; MBA, J. N.; OBAMA, C. Second TAMAR-tagged hawksbill recaptured in Corisco Bay, West África. **Marine Turtles Newsletter**. Wales, n. 116, n. 26, 2007.

GUIRLET, E.; DAS, K.; GIRONDOT, M. Maternal transfer of trace elements in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) of French Guiana. **Aquatic Toxicology**. v. 88, p. 267-276, 2008.

GULKO, D. & Eckert, K. Sea Turtles: An Ecological Guide. **Mutual Publishing**, Honolulu, HI. 128 p., 2004.

HAMANN, M.; GODFREY, M. H.; SEMINOFF, J. A.; ARTHUR, K.; BARATA, P. C. R.; BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; BRODERICK, A. C.; CAMPBELL, L. M.; CARRERAS, C.; CASALE, P.; CHALOUPKA, M.; CHAN, S. K. F.; COYNE, M. S.; CROWDER, L. B.; DIEZ, C. E.; DUTTON, P. H.; EPPERLY, S. P.; FITZSIMMONS, N. N.; FORMIA, A.; GIRONDOT, M.; HAYS, G. C.; IJIUNN, C.; KASKA, Y.; LEWISON, R.; MORTIMER, J. A.; NICHOLS, W. J.; REINA, R. D.; SHANKER, K.; SPOTILA, J. R.; TOMÁS, J.; WALLACE, B. P.; WORK, T. M.; ZBINDEN, J.; GODLEY, B. J. Global research priorities for sea turtles: informing management and conservation in the 21st century. **Endangered Species Research**. v.11, p. 245-269, 2010.

HERBST, L. H. Fibropapillomatosis of marine turtles. **Annual Rev. Fish Dis**., London, v. 4, p. 389-425, 1994.

HIRAYAMA, R. Oldest known sea turtle. **Nature**. v. 392, p. 705-708, 1998.

HIRTH, H. F. **Synopsis of the biological data on Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758).** Washington, DC: U.S. Fish and Wildlife Service, 1997.

HOPKINS-MURPHY, S. R.; OWENS, D. W.; MURPHY, T. M. Ecology of immature loggerheads on foraging grounds and adults in internesting habitat in the eastern United States. In: BOLTEN, A. B.; WITHERINGTON, B. E. (eds.). **Loggerhead sea turtles**. Washington: Smithsonian Institution. cap. 5, p. 79-92, 2003.

HUTCHINSON, B. J. & HUTCHINSON, A. A global snapshot of loggerheads and leatherbacks. **SWOT Report.** v. 2, p. 20-25, 2006.

HUTCHINSON, J.; SIMMONDS, M. **A review of the effects of pollution on marine turtles: a Greenpeace ecotoxicology project**. Greenpeace, London. 1991.

HUTCHINSON, J.; SIMMONDS, M. Escalation of threats to marine turtles. **Oryx**. v. 26, p. 95-102, 1992.

IKONOMOPOULOU, M. P.; OLSZOWY, H.; HODGE, M.; BRADLEY, A. J. The effect of organochlorines and heavy metals on sex steroid-binding proteins in vitro in the plasma of nesting green turtles, *Chelonia mydas*. **J. Comp. Physiol. B.** v. 179, p. 653-662, 2009.



IUCN. **IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1.** IUCN Species Survival Commission, Gland, Suíça e Cambridge, Reino Unido. Ii + 30p, 2001.

IUCN. 2008. Species Survival Commission. **Strategic planning for species conservation**: an overview. IUCN: Gland, Suíça.

JAMES, M. C. & HERMAN, T. B. Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusa in the northwest Atlantic. **Chelonia Conservation and Biology.** v. 4, p. 202-205, 2001.

KALB, H. J. **Behavior and physiology of solitary and arribada nesting olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) during the internesting period.** 1999. 123 p. (Ph.D. dissertation) - Texas A&M University, College Station, TX. 1999.

KAMEL, S. J. & MROSOVSKY, N. Deforestation: Risk of sex ratio distortion in hawksbill sea turtles. **Ecological Applications**, 16 (3) p. 923-931, 2006.

KELLER, J. M.; MCCLELLAN-GREEN, P. D.; KUCKLICK, J. R.; KEIL, D. E.; PEDEN-ADAMS, M. M. Effects of organochlorine contaminants on loggerhead sea turtle immunity: Comparison of a correlative field study and in vitro exposure experiments. **Environmental Health Perspectives.** v. 114, p. 70-76, 2006.

KIKUKAWA, A; KAMEZAKI, N.; OTA, H. Factors affecting nesting beach selection by loggerhead turtles (*Caretta caretta*): a multiple regression approach. **Journal of Zoology**. v. 249, p. 447-454, 1999.

KOPITSKY, K.; PITMAN, R. L.; PLOTKIN, P. Investigations on at-sea mating and reproductive status of olive ridleys, *Lepidochelys olivacea*, captured in the eastern tropical Pacific. In: Kalb, H.J. and T. Wibbels, compilers. Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. U.S. Dept. Commerce. **NOAA Tech. Memo.** NMFS-SEFSC-443, 291 p., 2000.

KOTAS, J. E.; SANTOS, S.; AZEVEDO, V. G.; GALLO, B. M. G.; BARATA, P. C. R. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. **Fishery Bulletin**. v. 102, p. 393–399, 2004.

LACKOVICH, J. K.; BROWN, D. R.; HOMER, B. L.; GARBER, R. L.; MADER, D. R.; MORETTI, R. H.; PATTERSON, A. D.; HERBST, L. H.; OROS, J.; JACOBSON, E. R.; CURRY, S. S.; KLEIN, P. A. Association of herpesvirus with fibropapillomatosis of the green turtle *Chelonia mydas* and the loggerhead turtle *Caretta caretta* in Florida. **Diseases Aquatic Organisms.** v. 37, n. 2, p. 89-97, 1999.

LAPORTA, M.; LOPEZ, G. Loggerhead sea turtle in Brazil caught by a trawler in waters of thecommon Argentinian-Uruguayan fishing área. **Marine Turtle Newsletter.** Exeter, n. 102, p. 14, 2003.

LARA-RUIZ, P.; LOPEZ, G. G.; SANTOS, F. R.; SOARES, L. S. Extensive hybridization in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. **Conservation Genetics.** Dordrecht, v. 7, p. 773-781, 2006.

LEITCH, K. **Entanglement of Marine Turtles in Netting: Northeast Arnhem Land, Northern Territory, Australia**. Report to Nabalco Pty Ltd and Alcan Inc., World Wide Fund for Nature Australia, and Humane Society International, Dhimurru Land Management Aboriginal Corporation, Northern Territory. 2001.

LEMKE, D.; FRAZIER, J. G.; DOUGLAS, D. C.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P.; SCALFONI, J. T. Satellite telemetry of loggerheads in Brazil. In: Pilcher, N.J. (comp.). Proceedings of the Twenty-third Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. **NOAA Tech. Memo.** NMFS-SEFSC-536, p. 230-233, 2006.

LEWINSON, R. L.; CROWDER, L. B.; READ, A. J.; FREEMAN, S. A. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. **Trends in ecology and evolution**. v. 19, p. 598 – 604, 2004.

LIMA, E. H. S. M.; LAGUEUX, C. J.; W. CASTRO, D.; MARCOVALDI, M, Â. From one feeding ground to another: greem turtle migration between Brazil and Nicaragua. **Marine Turtle Newsletter.** Wales, n. 85, p.10, 1999.

LIMA, E. H. S. M. Alguns dados sobre desovas de tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) no litoral leste do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24, 2002, Itajaí. **Resumos...** Itajaí: UNIVALI, p. 426, 2002.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; BARATA, P. C. R. First Record of olive ridley nesting in the State of Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**. Wales, n. 99, p. 20, 2003.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; BARATA, P. C. R. Incidental capture of sea turtles by the lobster fishery off the Ceará coast, Brazil. **Marine Turtle Newsletter.** n.128, p. 16-19, 2011

LIMPUS, C. J. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland : breeding males in the southern Great Barrier. **Reef in Wildlife Research**. v. 20, p. 513-523, 1993.

LIMPUS, C. J. **Impacts of climate change on marine turtles: a case study. Migratory Species and Climate Change: Impacts of a Changing Environment on Wild Animals.** UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany. p. 34-39, 2006.

LOEBMANN, D.; LEGAT, J. F. A.; LEGAT, A. P.; CAMARGO, R. C. R.; ERTHAL, S.; SEVERO, M. M.; GOES, J, M. *Dermochelys coriacea* (Leatherback sea turtle) Nesting. **Herpetological Review.** v. 39, n.1, p.81, 2008.

LOHMANN, K. J. & LOHMANN, C. M. F. Sea turtles, lobsters, and oceanic magnetic maps. **Marine Freshwater Behav.** Physiol v. 39, p. 49–64, 2006.

LOHMANN, K. J.; WITHERINGTON, B. E.; LOHMANN, C. M. F.; SALMON, M. Orientation, navigation, and natal beach homing in sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: **CRC Press**. p. 107–135, 1997.

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; ROCHA, C. F. D.; MILLER, P.; DOMINGO, A.; Prosdocimi, L. Insights on leatherback turtle movements and high use areas in the Southwest Atlantic Ocean. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**. v. 378, n. 1-2, p. 31-39, 2009.

LORNE, J. K. & SALMON, M. Effects of exposure to artificial lighting on orientation of hatchling sea turtles on the beach and in the ocean. **Endangered Species Research**. v. 3, p. 23–30, 2007.

LUTCAVAGE, M. E. & LUTZ, P. L. Diving Physiolog. In: Lutz, P. L. and Musick, J. A. (eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: **CRC Press**. p. 277–296, 1997.

LUTCAVAGE, M. E., PLOTKIN, P., WITHERINGTON, B.; LUTZ, P. L.Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P. L.; Musick, J. A. (eds.). **The Biology of Sea Turtles.** Boca Raton: CRC Press. p. 387-409, 1997.

LUTZ, P. L. Salt, water, and pH balance in the sea turtle. In: Lutz, P. L. and Musick, J. A. (eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: **CRC Press.** p. 343–361, 1997.

LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (ed.). The biology of sea turtles. Boca Raton: **CRC Press**. 432 p., 1997.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOD, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. 1. ed. Brasília, DF: MMA (Biodiversidade 19), 2 volumes, 2008.

MAFFUCCI, F.; CAURANT, F.; BUSTAMANTE, P.; BENTIVEGNA, F. Trace element (Cd, Cu, Hg, Se, Zn) accumulation and tissue distribution in loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the Western Mediterranean Sea (southern Italy). **Chemosphere**. v. 58, p. 535-542, 2005.



MARCOVALDI, G. G. dei; ALBUQUERQUE, J. C. B. **Relatório levantamento de ocorrência de quelônios marinhos no litoral brasileiro 198**1 – Projeto Tartaruga Marinha-IBDF. Relatório não publicado.

MARCOVALDI, G. G. dei; ALBUQUERQUE, J. C. B. **Trabalhos de proteção a desova, avaliação quali-quantitativa e marcação nas praias de Pirambu (SE), Forte (BA), Comboios (ES) e Ilha da Trindade** – Relatorio Parcial de 17/01/83 a 19/01/83 – Projeto Tartaruga Marinha-IBDF. Relatório não publicado.

MARCOVALDI, M. Â. & LAURENT, A. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. **Chelonian Conservation and Biology.** v. 2, p. 55-59, 1996.

MARCOVALDI, M.A. **Status and distribution of the olive ridley turtle, *lepidochelys olivacea*, in the western atlantic ocean**. In: KAREN L.; ECKERT and F.; GROBOIS, A. A. (eds). WIDECAST, IUCN/SSC/MTSG, WWF, and the UNEP Caribbean Environment Programme. 2001.

MARCOVALDI, M. A.; CHALOUPKA, M. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. **Endangered Species Research**. v. 3, p. 133-143, 2007.

MARCOVALDI, M. A.; GODFREY, M. H.; MROSOVSKY, N. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. **Canadian Journal Zoology.** Canadá, n. 75, p. 755-770, 1997.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; LIMA, E. H. S. M.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P. **Movimentos migratórios da tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta*, monitorados através de telemetria por satélite**. 4° Congresso Brasileiro de Herpetologia, Pirenópolis, GO, 12 a 17 de julho de 2009.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; SANTOS, A. J. B.; BELLINI, C.; BARATA, P. C. R. Fifteen years of Hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) Nesting in Northern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology.** Massachusetts, v. 6, n. 2, p. 223-228, 2007.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, LIMA E. H. S. M.; BARATA, P. C. R, BRUNO S. C..; ALMEIDA, A. P. In press. Satellite telemetry studies highlight an important feeding ground for loggerheads and hawksbills in northern Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 29., 2009. Brisbane, Australia. **Proceedings…** Australia: [s.n.], 2009a .

MARCOVALDI, M. A.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P.; LOPEZ, G. G.; SILVA, A. C. C. D.; APOLIÁRIO, M. Setellite telemetry studies in Brazilian nesting areas: preliminary results. In: Rees, A.F., M. Frick, A. Panagopoulou and K.Williams., compilers. Proceedings of the Twenty-Seventh Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. **NOAA Technical Memorandum**. NMFS-SEFSC-569, 262p, 2008.

MARCOVALDI, M. *Â*.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S. e; BELINI, C.; SANTOS, A. S. dos; LOPEZ, M. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira (2011) Ano I, n. 1, 20-27 https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/viewFile/88/74

MARCOVALDI, M. A.; THOMÉ, J. C.; SALES, G.; COELHO, C. A; GALLO, B.; BELLINI, C. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. **Marine Turtle Newsletter**. v. 96, p. 24-25, 2002.

MARCOVALDI, M. A.; SALES, G.; THOMÉ, J. C. A.; SILVA, A. C. C. D. da; GALLO, B. M. G.; LIMA, E. H. S. M.; LIMA, E. P.; BELLINI, C. Sea turtles and fisheries interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts. **Marine Turtle Newsletter.** v. 112, p. 4-8, 2006.

MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation.** Washington, n. 91, p. 35-41, 1999.

MARCOVALDI, M. A.; VIEITAS, C. F; GODFREY, M. H. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v. 3, n. 2, p. 301-307, 1999.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; LIMA, E. H. S. M.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. **Endangered Species Research**. Vol. 12. p. 263-272. 2010.

MARQUEZ, M. R. FAO species catalogue. Vol.11: **Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date.** FAO Fisheries Synopsis n. 125, v. 11. Rome, FAO. 81 p. 1990.

MARTINS, I. M.; ROSSO, P.; SALIB, A.; STRINGARI, R. B.; BECKMANN, G. Encalhe de tartarugas marinhas no litoral do extremo sul catarinense. **Resumos Expandidos do XIII Simpósio de Biologia Marinha**. Santos-SP, 28/06 a 02/07/2010, 3 pp. 2010.

MASCARENHAS, R.; SANTOS, R. G.; SANTOS, A. S.; ZEPPELINI, D. Nesting of hawksbill turtles in Paraiba-Brazil: avoiding light pollution effects. **Marine Turtle Newsletter.** Wales, n. 104, p.1-3, 2004.

MASCARENHAS, R.; ZEPPELINI FILHO, D.; MOREIRA, V. S. Observations on sea turtles in the State of Paraíba, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**. v. 101, p. 16-18, 2003.

MATOS, L. M. N. **Internesting behavior of olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) in Sergipe, Brazil.** Dissertação. (Mestrado em Biologia) - Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências, Universidade de Lisboa, Lisboa/Portugal, 46pp., 2009.

MATOS, L. M.; SILVA, A. C.; WEBER, M. I.; CASTILHOS, J. C.; VICENTE, L. M. Olive ridley sea turtle internesting intervals at Pirambu, Brazil. P.242. In: REES, A. F.; FRICK, M.; PAGANOPOULOU, A.; WILLIAMS, K. compilers. Proceedings of the Twenty-Seventh Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. **NOAA Technical Memorandum** NMFS-SEFSC-569, 262p., 2008.

McCAULEY, R. D.; J. FEWTRELL; A. J. DUNCAN; C. JENNER; M. JENNER; J. D. PENROSE; R. I. T. PRINCE; A. ADHITYA; MURDOCH, J. & MCCABE, K. **Marine Sismic Surveys: Analisys and Propagation of Air-gun Signals; and Effects of Air-guns Exposure on Humpback Whales, Sea Turtles, Fishes and Squid.** Report for Australian Petroleum Production Exploration Association Prepared by Centre for Marine Science and Technology, 198 pp., 2000.

MEYLAN, A. B. Estimating population size in sea turtles. In: BJORNDAL, K.A. (ed.). **Biology and Conservation of Sea Turtles**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, p. 135-138, 1995.

MEYLAN, A. B.; DONNELY, M. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. **Chelonian Conservation and Biology**. v. 3, n. 2, p. 200-224, 1999.

MILLER, J. D. Reproduction in sea turtles. In: Lutz, P. L. and Musick, J. A. (eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: **CRC Press.** p. 51–81, 1997.



MILLER, J. D.; LIMPUS, C. J.; GODFREY, M. H. Nest site selection, oviposition, eggs, development, hatching, and emergence of loggerhead turtles In: BOLTEN, A. B. and WITHERINGTON, B. E. (eds). **Loggerhead Sea Turtles**. Washington: Smithsonian Institution, p. 125-143, 2003.

MMA. (2003). **Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção.** Instrução Normativa n° 3, de 27 de maio de 2003. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

MMA. (2004). **Lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes Ameaçadas de Extinção.** Instrução Normativa n° 5, de 21 de maio de 2004. Brasília, Ministério do Meio Ambiente.

MONAGAS, ; OROS, J.; ARANA, J.; GONZÁLEZ-DIAZ, O.M. Organochlorine pesticide levels in loggerhead turtles (*Caretta caretta)* stranded in the Canary Islands, Spain. **Marine Pollution Bulletin.** v. 56, n.11, p.1949-1952, 2008.

MONTEIRO, D. S. **Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no litoral do Rio Grande do Sul.** 2004. 63f. Monografia (Graduação em Biologia) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 2004.

MONTEIRO, D. S. **Fatores determinantes da captura incidental de aves e tartarugas marinhas e da interação com orcas/falsas-orcas, na pescaria com espinhel pelágico no sudeste-sul do Brasil.** 2008. 141f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) Universidade Federal do Rio Grande, 2008.

MOREIRA, L. M. P. **Ecologia reprodutiva e estimativa de ninhos da tartaruga verde-aruanã – *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Testudines, reptilia) na ilha da Trindade – Espírito Santo** – Brasil. 2003. 63f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, ES, 2003.

MOREIRA, L. M. P.; BAPTISTOTTE, C.; SCALFONI, J.; THOMÉ, J. C.; ALMEIDA, A. P. L. S. Occurrence of *Chelonia mydas* on the island of Trindade, Brazil. **Marine Turtle Newsletter.** n. 70, p. 2, 1995.

MORTIMER, J. A. **Feeding ecology of sea turtles**. In Bjorndal, K. A. (ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institute Press, Washington, D.C. p. 103-109, 1982.

MORTIMER, J. A.. The state of the world's hawksbills. **SWOT Report.** v. 3, p. 10-13, 2007.

MORTIMER, J. A. Teaching critical concepts for the conservation of sea turtles. **Marine Turtle Newsletter.** Wales, n. 71, p. 1-4, 1995.

MORTIMER,J.A.; DONNELLY, M. Eretmochelys imbricata. In: IUCN Red List of Threatened Species v. 2010.1. Http://www.iucnredlist.org. 2008

MOURA, C. C. M.; FONSECA, D. S.; GUIMARÃES, E. S.; MOURA, G. J. B. Aspectos ecológicos e reprodutivos de *Eretmochelys imbricata* durante temporada 2007/2008 nas praias de Ipojuca (PE, Brasil). **Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil**, 13 a 17 de Setembro de 2009, São Lourenço – MG, 2009.

MROSOVSKY, N.; RYAN, G. D.; JAMES, M. C. Leatherback turtles: The menace of plastic. **Marine Pollution Bulletin.** v. 58, p. 287-289, 2009.

MROSOVSKY, N. Sex ratios of sea turtles. **Journal of Experimental Zoology**. v. 270, p. 16-27, 1994.

MUSICK, J. A.. Sea Turtles. In: Carpenter, K.E. (ed.) The living marine resources of the Western Central Atlantic. Volume 3: Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals. **FAO Species Identification Guide for Fishery Purposes and American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication.** n. 5. Rome, FAO. p. 2017-2028, 2002.

MUSICK, J. A.; LIMPUS, C. J. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: LUTZ, P. L.; MUSICK, J. A. (eds.). The biology of sea turtles. Boca Raton: **CRC Press.** p. 137-164, 1997.

NAKASHIMA, S. B.; TRIGO, C. C.; MORENO, I. B.; BORGES-MARINS, M.; DANIELEWICZ, D.; OTT, P. H.; OLIVEIRA, L.; TAVARES, M.; BOZZETTI, M.; MACHADO, R.; ALMEIDA, R. Revisão do último ano de monitoramento dos registros de tartarugas marinhas no litoral norte do Rio Grande do Sul (junho de 2003 a maio de 2004). In: REUNIÓN SOBRE LA INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2. 2004. San Clemente del Tuyú. **Resumos...** [S.l.:s.n.], 2004.

NASCIMENTO, J.L.; CAMPOS, I.B. (orgs.); GALVÃO, A.; ARAÚJO, R.R.; SILVA, R.R.; SILVA, T.C.A.; SANTOS, V.P. Atlas da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção em Unidades de Conservação Federais. Brasília: ICMBio, 276 pp, 2011.

NATIONAL MARINE FISHERIES SERVICES & U.S. FISH AND WILDLIFE SERVICE. Recovery Plan for the Northwest Atlantic Population of the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*), Second Revision. **National Marine Fisheries Service**, Silver Spring, MD, 2008.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J. H.; LIMA, H. S. M.; MARCOVALDI,. M. A.; DESALLE, R. . Testing Dispersal Hypotheses in Foraging Green Sea Turtles (Chelonia mydas) of Brazil. **Journal of Heredity.** v. 98, n. 1, p. 29-39, 2007.

NOAA. Oil and Sea Turtles Biology, Planning and Response. In: http://response.restoration.noaa.gov/oilaids/turtles/pdfs/chapter4.pdf, 2003.

PEDROSA, L. W.; VERISSIMO, L. **Redução das Capturas Incidentais de Tartarugas Marinhas no Banco dos Abrolhos.** Relatório Final de Atividades – Parceria CBC/CI-Brasil –FY04. 233 p., 2006.

PINEDO, M. C., R. CAPITOLI, A. S. BARRETO, A. L. V. ANDRADE. Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil. In: BYLES, R. & FERNANDEZ, Y. Proceedings of the Sixteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology **NOAA Tech. Memor**. NMFS-SEFSC-412, p. 117–118, 1998.

PINEDO, M. C., POLACHECK, T. Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. **Biological Conservation.** v. 119, p. 335-339, 2004.

PRITCHARD, P. C. H. Post-nesting movements of marine turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae) tagged in the Guianas. **Copeia.** v. 1976, p. 749-754, 1976.

PRITCHARD, P. C. H. Evolution, phylogeny, and current status. In: Lutz, P. L. and Musick, J. A. (eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: **CRC Press**. p. 1–28, 1997.

PRITCHARD, P. C. H. & MORTIMER, J. A. Taxonomy, external morphology and species identification. In: ECKERT, K. L.; BORNDAL, K. A.; ABREU-GROBOIS, F. A.; DONNELLY, M. (eds), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication n. 4. 235 p. p. 21-38, 1999.

PLOTKIN, P. T. (ed.). **Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles**. Baltimore, Maryland: Johns Hopkins University Press, p.59-87, 2007.

POLOCZANSKA, E. S.; LIMPUS, C. J.; HAYS, G. C. Vulnerability of marine turtles to climate change. **Advances in Marine Biology**. v. 56, p. 151-211, 2009.

PONS, M.; DOMINGO, A.; SALES, G.; FIEDLER, F. N.; MILLER, P.; GIFFONI, B.; ORTIZ, M. Standardization of CPUE of loggerhead sea turtle (Caretta caretta) caught by pelagic longliners in the Southwestern Atlantic Ocean. **Aquatic Living Resources**, 23: 65-75. doi:10.1051/alr/2010001 2010.

QUACKENBUSH, S. L.; CASEY, R. N.; MURCEK, R. J.; PAUL, T. A.; WORK, T. M.; LIMPUS, C. J. Quantitative analysis of herpervirus sequences from normal tissue and fibropillomas of marine turtles with real time PCR. **Virology.** v. 287, p. 105-111, 2001.

REINA, R. D.; MAYOR, P. A.; SPOTILA, J. R.; PIEDRA, R.; PALADINO, F. V. Nesting ecology of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: 1988–1989 to 1999–2000. **Copeia**, v.3, p. 653–664, 2002.

REIS E. C.; SILVEIRA, V. V. B.; SICILIANO, S. Records of stranded sea turtles on the coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Marine Biodiversity Records**. 2, p. 121, 2009a.

REIS, E. C.; SOARES, L. S.; VARGAS, S. M.; SANTOS, F. R.; YOUNG, R. J.; BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; LÔBO-HADJU, G. Genetic composition, population structure and phylogeography of loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. **Conservation Genetics**. 2009b.

REISSER, J.; PROIETTI, M.; KINAS, P.; SAZIMA, I. Photographic identification of sea turtles: method description and validation, with an estimation of tag loss. **Endangered Species Research**. v. 5, p. 73–82, 2008.

SANCHES, T. M.; BELLINI, C. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology.** Massachusetts, v. 3, n. 2. p. 308-31, 1999.

SALES, G., GIFFONI, B. B., MAURUTTO, G.; BUZZIN, M. Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo – Brasil. In: **Resumos da II Jornadas de Conservación y Uso Sustentable de la Fauna Marina**, Montevideo, Uruguay, 1-3 de octubre de 2003. 27p., 2003.

SALES, G.; GIFFONI, B. B.; BARATA, P. C. R. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. **Journal of the Marine Biological Association**, United Kingdom, v. 88, n. 4, p. 853–864, 2008.

SANTANA, W. M.; SILVA-LEITE, R. R., SILVA, K. P.; MACHADO, R. A. Primeiro registro de nidificação de tartarugas marinhas das espécies *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) e *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), na região da Área de Proteção Ambiental Delta do Parnaíba, Piauí, Brasil. **Pan-American Journal of Aquatic Science.** v, 4, p. 369 - 371, 2009.

SANTOS, A. S. dos; SOARES, L. S. e; MARCOVALDI, M. Â.; MONTEIRO, D. da S.; GIFFONI, B.; ALMEIDA, A. de P. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil. Revista Biodiversidade Brasileira (2011) Ano I, Nº 1, p.3-11 - https://www2.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR/article/view/86

SCHROEDER, B. A.; FOLEY, A. M.; BAGLEY, D. A. **Nesting patterns, reproductive migrations, and adult foraging areas of loggerhead turtles.** In: BOLTEN, A. B.; WITHERINGTON, B. E. (eds). Loggerhead Sea Turtles. Washington: Smithsonian Institution, Cap. 7, p. 114-124, 2003.

SENEY, E. E., MUSICK, J. A. Historical diet analysis of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in Virginia. **Copeia**. p. 478–489, 2007.

SHIGENAKA, G. **Oil and Sea Turtles: biology, planning and response.** [S.l.]: National Oceanic and Atmospheric Administration. 110 p., 2003.

SILVA, A. C. C. D.; CASTILHOS, J. C.; SANTOS, E. A. P.; BRONDIZIO, L. S.; BUGONI, L. Efforts to reduce sea turtle bycatch in the shrimp fishery in Northeastern Brazil through a co-management process. **Ocean & Coastal Management**. v. 53, p. 570 - 576, 2010.



SILVA, A. C. C. D.; CASTILHOS, J. C.; LOPEZ, G. G.; BARATA, P. C. R. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. **J. Mar. Biol. Ass**., United Kingdom, v. 87, p. 1047-1056, 2007.

SILVA, A. C. C. D.; CASTILHOS, J. C.; BATISTA, J. A. F.; OLIVEIRA, F. L. C.; WEBER, M. I.; SANTOS, E.; SERAFINI, T. Z. Post-nesting movements of olive ridleys sea turtles (Lepidochelys olivacea) in Brazil. **Marine Ecology Progress Series** No prelo

SILVA, L. M. **Captura incidental de tartarugas marinhas no estuário da Lagoa dos Patos e região costeira adjacente – RS – Brasil.** Pelotas: Universidade Católica de Pelotas, 2006. 23f. Monografia (Graduação em Ecologia) – Escola de Ciências Ambientais, Universidade Católica de Pelotas, 2006.

SMITH, G. M.; COATES, C. W. Fibro-epithelial growths of the skin in large marine turtles *Chelonia mydas*, **Zoologica.** New York, v. 23, n. 4, p. 93-98, 1938.

SOTO, J. M. R.; BEHEREGARAY, R. C. P. New records of *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) and *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) in the Southwest Atlantic. **Marine Turtle Newsletter.** Wales, n. 77, p. 8-10, 1997.

SOTO, J. M. R.; BEHEREGARAY, R. C. P.; REBELLO, R. A. R. de P. Range extension: nesting by *Dermochelys* and *Caretta* in Southern Brazil. **Marine Turtle Newsletter.** Wales, n. 77, p. 6-7, 1997b.

SPOTILA, J. R. **Sea Turtles: a complete guide to their biology, behavior, and conservation.** Baltimore: The Johns Hopkins University Press. 227p., 2004 .

SWOT. Global biogeography of the olive ridley. **SWOT Report.** v. 5, p. 32-33, 2009.

THOMÉ, J. C.; BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M. P.; SCALFONI, J. T.; ALMEIDA, A. P.; RIETH, D.; BARATA, P. C. R. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology.** Massachusetts, v. 6, n. 1, p. 15-27, 2007.

THOMÉ, J.; MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G; BELLINI, C; GALLO, B; LIMA, E; SILVA, A. C; BARATA, P. C. An overview of Projeto Tamar Ibama's activities in relation to the incidental capture in sea turtles in Brazilian fisheries. Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami, FL, USA. **NOAA Technical Memorandum** NMFS - SEFSC - 503. P. 119-120, 2003.

TOMÁS, J.; GUITART, R.; MATEO, R.; RAGA, J. A. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta* from the Western Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin.** v. 44, n. 3, p. 211-216, 2002.

TRÖENG, S.; RANKIN, E. Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. **Biological Conservation**. v. 121, p. 111–116, 2005.

VAN BUSKIRK, J. & CROWDER, L. B. Life-history variation in marine turtles. **Copeia**. v. 1994, p. 66–81, 1994.

VARGAS, S. M.; ARAÚJO, F. C. F.; MONTEIRO, D. S.; ESTIMA, S. C.; ALMEIDA, A. P.; SOARES, L. S.; SANTOS, F. R. Genetic diversity and origin of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) from the Brazilian coast. **Journal of Heredity.** Washington, v. 99, n. 2, p. 215-220, 2008.

WALLACE, B. P.; KILHAM, S. S.; PALADINO, F. V.; SPOTILA, J. R. Energy budget calculations indicate resource limitation in Eastern Pacific leatherback turtles. **Mar Ecol Prog Ser.** v. 318, p. 263–270, 2006.



WALLACE, B. P.; LEWINSON, R. L.; McDONALD, R. K.; KOT, C. Y.; KELEZ, S.; BJORKLAND, R. K.; FINKBEINER, E. M.; HELMBRECHT, S.; CROWDER, L. B. Global patterns of marine turtle bycatch. **Conservation Letters.** v. 3 n. 3. p. 131-142, 2010.

WALLACE, B. P.; DIMATTEO, A. D.; HURLEY, B. J.; FINKBEINER, E. M.; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y.; HUTCHINSON, B. J.; ABREU-GROBOIS, F. A.; AMOROCHO, D.; BJORNDAL, K. A.; BOURJEA, J.; BOWEN, B. W.; BRISEÑO DUEÑAS, R.; CASALE, P.; CHOUDHURY, B. C.; COSTA, A.; DUTTON, P. H.; FALLABRINO, A.; GIRARD, A.; GIRONDOT, M.; GODFREY, M. H.; HAMANN, M.; LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; MARCOVALDI, M. A.; MORTIMER, J. A.; MUSICK, J. A.; NEL, R.; PILCHER, N. J.; SEMINOFF, J. A.; TROËNG, S.; WITHERINGTON B.; MAST, R. B. Regional Management Units for Marine Turtles: A Novel Framework for Prioritizing Conservation and Research across Multiple Scales. **PLoS** ONE 5(12): e15465. Doi:10.1371/journal.pone.0015465. 2011

WITHERINGTON, B. E. & MARTIN, R. E. Understanding, assessing, and resolving light-pollution problems on sea turtle nesting beaches. Florida Marine Research **Institute Technical Report.** TR-2. 73 p., 1996.

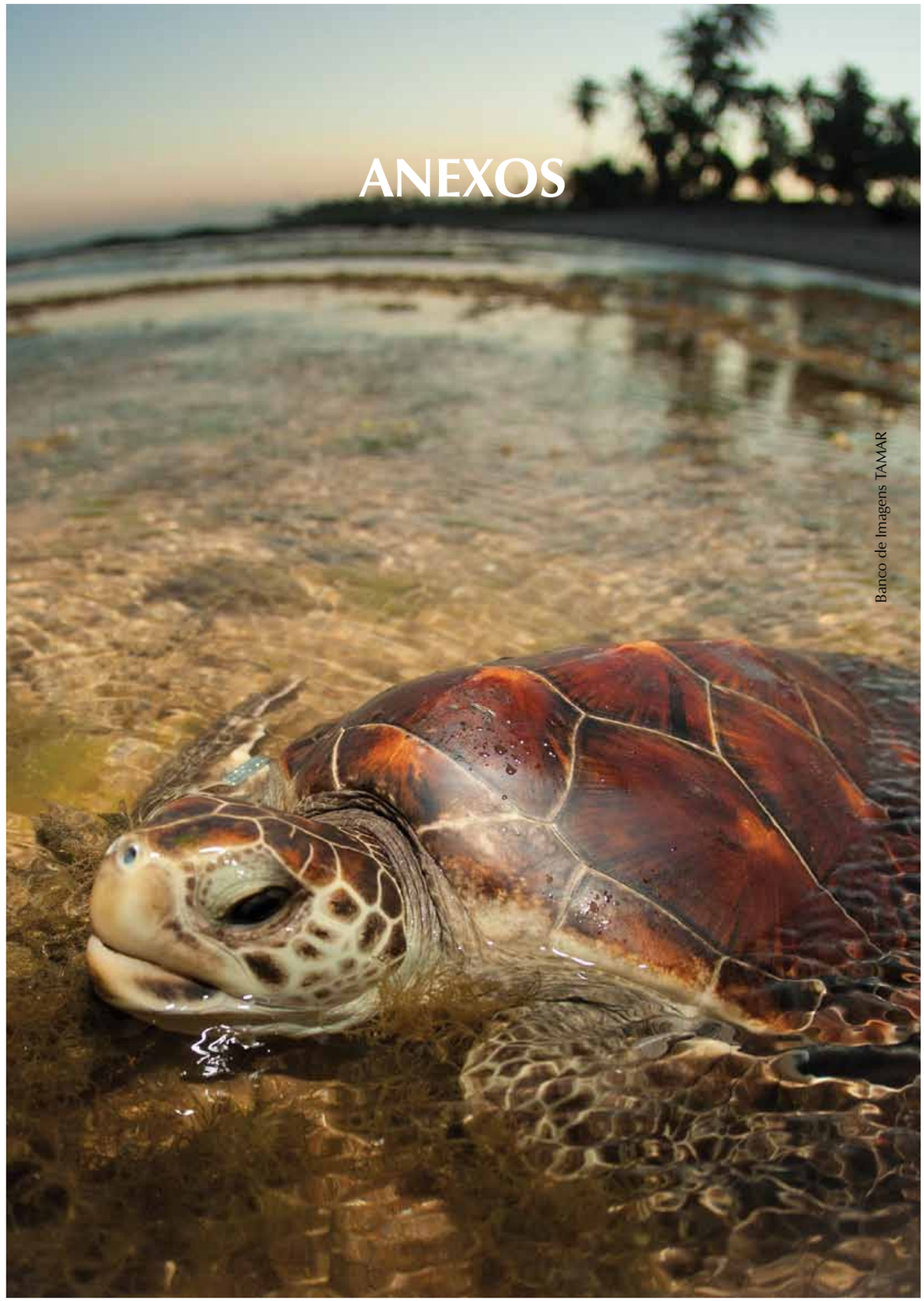
WITT, M. J.; BRODERICK, A. C.; JOHNS, D. J.; MARTIN, C.; PENROSE, R.; HOOGMOED, M. S. & GODLEY, B. J. Prey landscapes help identify potential foraging habitats for leatherback turtles in the NE Atlantic. **Marine Ecology Progress Series.** v. 337, p. 231-244, 2007.

ZUG, G. R.; CHALOUPKA, M.; BALAZS, G. H. Age and growth in olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) from the North-central Pacific: a skeletochnological analysis. **Marine Ecology.** v. 27, p. 263-270, 2006.

ZUG, G. R. & PARHAM, J. F. Age and growth in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae): a skeletochronological analysis. **Chelonian Conservation and Biology.** v. 2, n. 2, p. 244-249, 1996.

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

ANEXOS



Banco de Imagens TAMAR

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

PORTARIA CONJUNTA MMA E ICMBIO Nº 316, DE 9 DE SETEMBRO DE 2009

O Ministro de Estado do Meio Ambiente e o Presidente do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - INSTITUTO CHICO MENDES, no uso de suas atribuições, e tendo em vista o disposto na Lei nº 10.683, de 28 de maio de 2003, e nos Decretos nºs 6.100, de 26 de abril de 2007 e 6.101, de 26 de abril de 2007, e Considerando os compromissos assumidos pelo Brasil na Convenção sobre Diversidade Biológica-CDB, ratificada pelo Decreto Legislativo nº 2, de 3 de fevereiro de 1994 e promulgada pelo Decreto nº 2.519, de 16 de março de 1998, particularmente aqueles explicitados no art. 7º, alínea "b" e "c"; 8º, alínea "f"; e 9º, alínea "c"; Considerando o disposto nas Leis nºs 5.197, de 3 de janeiro de 1967, 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.985, de 18 de julho de 2000, 10.650, de 16 de abril de 2003, 11.516, de 28 de agosto de 2007 e no Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; e Considerando os princípios e diretrizes da Política Nacional da Biodiversidade, constantes do Decreto nº 4.339, de 22 de agosto de 2002, resolvem:

Art. 1º Aplicar os seguintes instrumentos de implementação da Política Nacional da Biodiversidade voltados para a conservação e recuperação de espécies ameaçadas de extinção:
I - Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção, com a finalidade de reconhecer as espécies ameaçadas de extinção no território nacional, na plataforma continental ou na zona econômica exclusiva brasileira, para efeitos de restrição de uso, priorização de ações de conservação e recuperação de populações;
II - Livros Vermelhos das Espécies Brasileiras Ameaçadas de Extinção, contendo, entre outros, a caracterização, distribuição geográfica, estado de conservação e principais fatores de ameaça à conservação das espécies integrantes das Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção;
III - Planos de Ação Nacionais para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção, elaborados com a finalidade de definir ações *in situ* e *ex situ* para conservação e recuperação de espécies ameaçadas;
§ 1º O processo de atualização das Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção observará, no que couber, as listas estaduais, regionais e globais de espécies ameaçadas de extinção.
§ 2º As Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção serão atualizadas continuamente, devendo ocorrer uma revisão completa no prazo máximo de dez anos.
§ 3º Os três instrumentos de implementação da Política Nacional da Biodiversidade mencionados acima são complementares, na medida em que as Listas reconhecem as espécies na condição de ameaçadas, os Livros Vermelhos detalham as informações que embasaram a inclusão das espécies nas Listas e os Planos de Ação estabelecem as medidas a serem implementadas para a efetiva conservação e recuperação das espécies ameaçadas, visando reverter o processo de ameaça a que cada espécie encontra-se submetida.

Art. 2º Reconhecer os Grupos Estratégicos para Conservação e Manejo de Espécies Ameaçadas de Extinção, criados no âmbito do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - Instituto Chico Mendes com a finalidade de colaborar na elaboração e implementação dos Planos de Ação Nacionais para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção, com abrangência nacional.

Parágrafo único. Os Planos de Ação Nacionais deverão incluir também Programas de Conservação em Cativeiro de Espécies Ameaçadas de Extinção, com o objetivo de manter populações *ex situ*, genética e demograficamente viáveis, como fonte para promover a recuperação *in situ* de espécies ameaçadas de extinção.

Art. 3º Caberá ao Instituto Chico Mendes a coordenação da atualização das Listas Nacionais Oficiais das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção e a coordenação da elaboração, publicação e implementação dos Planos Nacionais para a Conservação de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção.

Art. 4º Os Planos de Manejo das Unidades de Conservação Federais contemplarão ações para conservação



e recuperação de populações de espécies constantes das Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção, em consonância com os Planos de Ação Nacionais para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção.

Art. 5º Caberá ao Ministério do Meio Ambiente a avaliação e publicação das Listas Nacionais Oficiais de Espécies Ameaçadas de Extinção.

Art. 6º O Ministério do Meio Ambiente e o Instituto Chico Mendes envidarão esforços para assegurar a implementação dos Planos de Ação Nacionais para a Conservação de Espécies Ameaçadas de Extinção.

Art. 7º Esta Portaria Conjunta entra em vigor na data de sua publicação.

CARLOS MINC
Ministro de Estado do Meio Ambiente

RÔMULO JOSÉ FERNANDES BARRETO MELLO
Presidente do Instituto Chico Mendes

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

PORTARIA N° 78, DE 3 DE SETEMBRO DE 2009

O PRESIDENTE DO INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE, no uso de suas atribuições, Considerando a Portaria n° 214, de 8 de julho de 2009, que delega competência ao Presidente do Instituto Chico Mendes para denominar, fixar os locais de funcionamento e estabelecer atribuições aos Centros Especializados previstos no Art.3°,V,a do Anexo I do Decreto n° 6.100 de 26 de abril de 2007; Considerando a necessidade de geração de conhecimento científico aplicado à conservação da biodiversidade, assim como para o uso e conservação dos recursos naturais nas Unidades de Conservação federais; Considerando a necessidade de execução de ações planejadas para conservação de espécies ameaçadas de extinção constantes das listas oficiais nacionais, principalmente nas áreas naturais não protegidas como Unidades de Conservação; Considerando a necessidade de identificação das unidades organizacionais descentralizadas dedicadas à pesquisa científica e à execução de ações planejadas para conservação da biodiversidade, para efeito de nomeação de cargos, lotação de servidores, provisão de recursos de manutenção e locação de bens patrimoniais; resolve:

Art. 1º- Criar os Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação abaixo denominados, com o objetivo de reconhecê-los como unidades descentralizadas às quais compete produzir por meio da pesquisa científica, do ordenamento e da análise técnica de dados o conhecimento necessário à conservação da biodiversidade, do patrimônio espeleológico e da sócio-biodiversidade associada a povos e comunidades tradicionais, bem como executar as ações de manejo para conservação e recuperação das espécies constantes das listas oficiais nacionais de espécies ameaçadas, para conservação do patrimônio espeleológico e para o uso dos recursos naturais nas Unidades de Conservação federais de Uso Sustentável;

I - Centros com expertise técnico-científica em biomas, ecossistemas ou manejo sustentado dos recursos naturais.

a. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica - CEPAM, sediado no município de Manaus, no estado do Amazonas, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas e para o monitoramento da biodiversidade do bioma Amazônia e seus ecossistemas, assim como auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais do citado bioma;

b. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga – CECAT, sediado em Brasília, no Distrito Federal, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas e para o monitoramento da biodiversidade dos biomas Cerrado e Caatinga, com ênfase nas espécies da flora, invertebrados terrestres e polinizadores, assim como auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais do Cerrado e da Caatinga, especialmente por meio de estudos de vegetação;

c. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas - CECAV, sediado em Brasília, no Distrito Federal, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação dos ambientes cavernícolas e espécies associadas, assim como auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais com ambientes cavernícolas;

d. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Socio-biodiversidade Associada a Povos e Comunidades Tradicionais - CNPT, sediado em São Luis, município de São Luis, estado do Maranhão, com objetivo de promover pesquisa científica em manejo e conservação de ambientes e territórios utilizados por povos e comunidades tradicionais, seus conhecimentos, modos de organização social, e formas de gestão dos recursos naturais, em apoio ao manejo das Unidades de Conservação federais.

II - Centros com expertise técnico-científica em grupos taxonômicos;

a. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas - TAMAR, sediado em Arembepe, município de Camaçari, no estado da Bahia, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas de tartarugas marinhas, assim como atuar na conservação da biodiversidade marinha e costeira, com ênfase nas espécies de peixes e invertebrados marinhos ameaçados, e auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais marinhas e costeiras;

b. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Peixes Continentais - CEPTA, sediado no município de

Pirassununga, no estado de São Paulo, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas de peixes continentais, assim como atuar na conservação da biodiversidade aquática dos biomas continentais, com ênfase nos Biomas Pantanal e Amazônia, e auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais com ecossistemas dulcícolas;
c. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos - CMA, sediado no município de Itamaracá, no estado de Pernambuco, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas de mamíferos aquáticos, assim como atuar na conservação de espécies migratórias, na conservação da biodiversidade dos ecossistemas recifais, estuarinos e de manguezais, e auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais marinhas, costeiras e da bacia Amazônica;
d. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros - CPB, sediado no município de João Pessoa, no estado da Paraíba, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas de primatas brasileiros, assim como atuar na conservação das espécies ameaçadas de mamíferos terrestres, na conservação da biodiversidade do bioma Mata Atlântica e auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais;
e. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Aves Silvestres - CEMAVE, sediado no município de Cabedelo, no estado da Paraíba, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies de aves ameaçadas, assim como atuar na conservação das espécies migratórias, na conservação da biodiversidade dos biomas continentais, marinhos e costeiros e auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais;
f. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Carnívoros - CENAP, sediado no município de Atibaia, no estado de São Paulo, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas de mamíferos carnívoros continentais, assim como atuar na conservação dos mamíferos terrestres ameaçados, na conservação dos biomas continentais e auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais;
g. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Répteis e Anfíbios - RAN, sediado no município de Goiânia, no estado de Goiás, com o objetivo de realizar pesquisas científicas e ações de manejo para conservação e recuperação de espécies ameaçadas de répteis e anfíbios, assim como atuar na conservação dos biomas continentais, costeiros e marinhos e auxiliar no manejo das Unidades de Conservação federais;
§ 1º- Os Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação buscarão implementar as parcerias necessárias com instituições científicas e acadêmicas para maximizar a consecução dos seus objetivos.
§ 2º - Os Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação poderão dispor de Bases Avançadas para sua atuação, que contarão necessariamente com patrimônio, quadro de servidores do Instituto e responsáveis devidamente designados;

Art. 2º - Considera-se Base Avançada unidade física do Instituto Chico Mendes, mantida em estrutura própria ou formalmente cedida, localizada em sítio estratégico para execução de ações de pesquisa e conservação afetas aos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação, podendo ser compartilhada com instituições parceiras mediante acordos específicos formalmente estabelecidos.
§ 1º - Para os efeitos desta portaria, consideram-se os seguintes tipos de Base Avançada:
I - Base Avançada, quando vinculada a apenas um Centro Nacional de Pesquisa e Conservação e instalada em estrutura física exclusivamente definida para este fim;
II - Base Avançada Multifuncional, quando instalada em estrutura física partilhada com outro Centro Nacional de Pesquisa e Conservação ou unidade descentralizada do Instituto Chico Mendes; e
III - Base Avançada Compartilhada, quando vinculada a um ou mais Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação e instalada em estrutura física de instituições parceiras, mediante acordo de cooperação formalmente estabelecido para este fim.
§ 2º - As Bases Avançadas Multifuncionais poderão ser instaladas na sede de Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação, na sede de Coordenação Regional ou em Unidade de Conservação federal;
§ 3º - Nos casos previstos no parágrafo anterior, o funcionamento da Base Avançada Multifuncional se dará mediante um plano de trabalho anual aprovado pelo chefe do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação, pelo chefe da unidade descentralizada e chancelado pela Diretoria de vinculação do Centro, no início de cada exercício, com o correspondente relatório de atividades ao final do mesmo;
§ 4° - O funcionamento das Bases Avançadas e Bases Avançadas Compartilhadas se dará mediante plano de trabalho aprovado pelo Chefe do Centro Nacional e Pesquisa e Conservação e chancelado pela Diretoria de vinculação do Centro, no início de cada exercício e com o correspondente relatório de atividades no final do mesmo;
I - Os planos de trabalho das Bases Avançadas Compartilhadas deverão guardar coerência com os planos de trabalhos integrantes dos acordos de parcerias firmados.
§ 5º - Só serão instaladas Bases Avançadas Multifuncionais em Unidades de Conservação federais quando sua área de atuação extrapolar os limites geográficos da Unidade e zona de amortecimento, caso contrário tal atuação será de competência da Unidade de Conservação federal, com orientação do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação;
§ 6º - As Bases Avançadas Compartilhadas mantidas por parceiros serão automaticamente extintas ao final do



acordo de cooperação celebrado para este fim e os bens e servidores lotados transferidos para outra unidade do Instituto Chico Mendes.
Art. 3º - Ficam igualmente criadas as Bases Avançadas listadas nos Anexos I, II e III Parágrafo Único - Os Anexos I, II e III poderão ser alterados a qualquer momento por necessidade de estabelecimento de novas bases ou extinção das atuais.

Art. 4º - O regimento interno do Instituto Chico Mendes detalhará as atribuições dos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação ora criados e seus limites de atuação.

Art. 5º - As Bases Avançadas Compartilhadas previstas nesta portaria, que não são ainda objeto de instrumento de acordo de parceria devidamente firmado ou que já expiraram, terão o prazo de 90 (noventa dias) dias para publicação dos mencionados instrumentos;
Parágrafo único - As Bases mencionadas no caput deste artigo não poderão ter servidores públicos federais lotados nessas unidades até a sua formalização oficial.

Art. 6° - O Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga - CECAT absorverá a estrutura do Centro Nacional de Orquídeas, Plantas Ornamentais, Medicinais e Aromáticas - COPOM, que fica automaticamente extinto.
Parágrafo único - a estrutura que representa o Orquidário Nacional fica excluída da estrutura a ser absorvida pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade do Cerrado e Caatinga - CECAT.

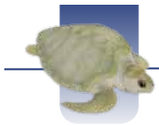
Art. 7° - Revogam-se as disposições em contrário.

Art. 8º - Esta Portaria entra em vigor na data de sua publicação.

RÔMULO JOSÉ FERNANDES BARRETO MELLO
Presidente do Instituto Chico Mendes

ANEXO I
Bases Avançadas:
a. Base Avançada do CNPT em Rio Branco, município de Rio Branco, estado do Acre;
b. Base Avançada do CEMAVE no município de Jeremoabo, município de Jeremoabo, no estado da Bahia;
c. Base Avançada do TAMAR em Vitória, no município de Vitória, no estado do Espírito Santo e
d. Base Avançada do TAMAR em Almofala, no município de Itarema, no estado do Ceará.

ANEXO II
Bases Avançadas Multifuncionais:
a. Base Avançada Multifuncional do CMA no Piauí, na Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba, no município de Cajueiro da Praia, no estado do Piauí;
b. Base Avançada Multifuncional do CMA na Paraíba, na Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape, no município de Rio Tinto, no estado da Paraíba;
c. Base Avançada Multifuncional do CMA de Fernando de Noronha, no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, Distrito Estadual de Fernando de Noronha, no estado de Pernambuco, especializada em pesquisa, monitoramento e conservação da biodiversidade de ecossistemas recifais;
d. Base Avançada Multifuncional do CMA no Rio de Janeiro, na Reserva Extrativista Arraial do Cabo, no município de Arraial do Cabo, no estado do Rio de Janeiro; e. Base Avançada Multifuncional do CMA , em Santa Catarina, na Estação Ecológica de Carijós, no município de Florianópolis, no estado de Santa Catarina;
f. Base Avançada Multifuncional do CNPT, em Santa Catarina, na Estação Ecológica de Carijós, no município de Florianópolis, no estado de Santa Catarina;
g. Base Avançada Multifuncional do CNPT na Chapada dos Guimarães, no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, no município de Chapada dos Guimarães, no estado do Mato Grosso;
h. Base Avançada Multifuncional do CNPT em Goiânia, na sede do RAN, no município de Goiânia, estado de Goiás;
i. Base Avançada Multifuncional do CECAV no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, no município de Chapada dos Guimarães, no estado de Mato Grosso;
j. Base Avançada Multifuncional do CECAV de Lagoa Santa, na área de Proteção Ambiental de Carste de Lagoa Santa, no município de Lagoa Santa, no estado de Minas Gerais;
k. Base Avançada Multifuncional do CEMAVE , em Santa Catarina, na Estação Ecológica de Carijós, no município de Florianópolis, no estado de Santa Catarina;
l. Base Avançada Multifuncional do CEMAVE de Brasília, no Parque Nacional de Brasília, em Brasília, no Distrito Federal;



m. Base Avançada Multifuncional do RAN de Lagoa Santa, na Área de Proteção Ambiental do Carste de Lagoa Santa, no município de Lagoa Santa, no estado de Minas Gerais;
n. Base Avançada Multifuncional do CEPTA no Pantanal, no Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, município de Poconé, no estado de Mato Grosso;
o. Base Avançada Multifuncional do CEPTA na Reserva Biológica União, município de Casemiro de Abreu, no estado do Rio de Janeiro;
p. Base Avançada Multifuncional do CEPTA no Araguaia, na Área de Proteção Ambiental dos Meandros do Araguaia, município de São Miguel do Araguaia, no estado de Goiás;
q. Base Avançada Multifuncional do CENAP no Parque Nacional do Iguaçu, município de Foz do Iguaçu, no estado do Paraná;
r. Base Avançada Multifuncional do TAMAR de Pirambu, na Reserva Biológica de Santa Izabel, no município de Pirambu, no estado de Sergipe;
s. Base Avançada Multifuncional do TAMAR de Regência, na Reserva Biológica de Comboios, no município de Linhares, no estado do Espírito Santo e
t. Base Avançada Multifuncional do TAMAR de Fernando de Noronha, no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, Distrito Estadual de Fernando de Noronha, no estado de Pernambuco.

ANEXO III

Bases Avançadas Compartilhadas:
a. Base Avançada Compartilhada do CMA no Pará, no município de Belém, no estado do Pará;
b. Base Avançada Compartilhada do CMA em São Luis, no município de São Luis, estado do Maranhão;
c. Base Avançada Compartilhada do CMA em Alagoas, no município de Porto das Pedras, no estado de Alagoas;
d. Base Avançada Compartilhada do CECAV no Rio Grande do Norte, no município de Natal, no estado do Rio Grande do Norte;
e. Base Avançada Compartilhada do RAN no Mato Grosso do Sul, no município de Campo Grande, no estado do Mato Grosso do Sul;
f. Base Avançada Compartilhada do TAMAR em Itajaí, no município de Itajaí, no estado de Santa Catarina, especializada em pesquisa e ações de conservação para as espécies ameaçadas do bioma marinho;
g. Base Avançada Compartilhada do TAMAR da Praia de Pipa, no município de Tibau do Sul, no estado do Rio Grande do Norte;
h. Base Avançada Compartilhada do TAMAR da Praia do Forte, no município de Mata de São João, no estado da Bahia;
i. Base Avançada Compartilhada do TAMAR de Guriri, no município de São Mateus, no estado do Espírito Santo;
j. Base Avançada Compartilhada do TAMAR de Ubatuba, no município de Ubatuba, no estado de São Paulo;
k. Base Avançada Compartilhada do TAMAR na Barra da Lagoa, no município de Florianópolis, no estado de Santa Catarina;
l. Base Avançada Compartilhada do TAMAR de Sitio do Conde, município de Conde, no estado da Bahia;
m. Base Avançada Compartilhada do TAMAR de Costa do Sauipe, no município de Mata de São João, no estado da Bahia e
n. Base Avançada Compartilhada do TAMAR em Povoação, município de Linhares, no estado do Espírito Santo.

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



PORTARIA Nº 135, DE 23 DE DEZEMBRO DE 2010

Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas, estabelecendo seu objetivo, metas, prazo, abrangência, formas de implementação, supervisão e institui o Grupo Estratégico para Conservação e Manejo.

O PRESIDENTE DO INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE - ICMBio, no uso das atribuições que lhe são conferidas pelo Art. 19, III, do Anexo I do Decreto n° 6.100, de 26 de abril de 2007, que aprovou a Estrutura Regimental do ICMBio; Considerando a Instrução Normativa MMA n° 3, de 27 de maio de 2003, que reconhece como espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes de sua lista anexa; Considerando a Resolução MMA-CONABIO nº 03, de 21 de dezembro de 2006, que estabelece metas para reduzir a perda de biodiversidade de espécies e ecossistemas, em conformidade com as metas estabelecidas no Plano Estratégico da Convenção sobre Diversidade Biológica; Considerando a Portaria Conjunta MMA/ICMBio nº. 316, de 09 de setembro de 2009, que estabelece os planos de ação como instrumentos de implementação da Política Nacional da Biodiversidade; Considerando a Portaria ICMBio nº. 78, de 03 de
setembro de 2009, que cria os centros nacionais de pesquisa e conservação do Instituto Chico Mendes e lhes confere atribuição; Considerando o disposto no Processo n° 02070.002653/2010-13, resolve:

Art. 1º - Aprovar o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas - PAN Tartarugas Marinhas.

Art. 2º - O PAN Tartarugas Marinhas tem como objetivo o aprimoramento de ações de conservação e pesquisa direcionadas à recuperação e sobrevivência das 5 (cinco) espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, em níveis saudáveis capazes de exercerem seus papéis ecológicos.

§ 1º. O PAN Tartarugas Marinhas abrange 5 (cinco) espécies ameaçadas de extinção: *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga- gigante).

§ 2º O PAN Tartarugas Marinhas refere-se às zona costeiro marinhas do litoral e mar brasileiro, abrangendo a Zona Econômica Exclusiva (ZEE) e algumas áreas localizadas em águas internacionais do Atlântico Sul Ocidental (ASO) adjacentes à ZEE brasileira.

§ 3º O PAN Tartaruga Marinhas é composto por 8 (oito) metas com 71 (setenta e uma) ações, cuja previsão de implementação está estabelecida em um prazo de 5 (cinco) anos, com validade até dezembro de 2015, com supervisão e monitoria anual do processo de implementação.

§ 4º As metas estabelecidas para o PAN Tartarugas Marinhas são:

I - monitoramento das principais pescarias que interagem com tartarugas marinhas, nos próximos cinco anos;

II - redução das capturas incidentais e da mortalidade de tartarugas marinhas nas atividades pesqueiras, em cinco anos;

III - intensificação do tema "captura incidentais de tartarugas marinhas" nos fóruns de gestão e ordenamento pesqueiro, nacionais e internacionais, das principais pescarias que interagem com tartarugas marinhas, em cinco anos.

IV - monitoramento das principais áreas de reprodução das tartarugas marinhas, em cinco anos;

V - identificação, proteção e monitoramento das principais áreas de alimentação das tartarugas marinhas, nos próximos cinco anos;

VI - restrição e redução dos impactos antropogênicos nas principais áreas de ocorrências das tartarugas marinhas, nos próximos cinco anos;

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116



VII - redução dos impactos provocados pela poluição sobre as tartarugas marinhas, em cinco anos;
VIII - aumento do conhecimento científico relacionado à conservação de tartarugas marinhas, em cinco anos.

Art. 3º - A coordenação do PAN Tartarugas Marinhas caberá ao Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Tartarugas Marinhas - Centro Tamar, com supervisão da Coordenação Geral de Espécies Ameaçadas da Diretoria de Conservação da Biodiversidade
- CGESP /DIBIO.

Art. 4º - Fica estabelecido o Grupo Estratégico de Conservação e Manejo, nos termos da Portaria 316/2009 (MMA/ICMBio), para colaborar na implementação do PAN Tartarugas Marinhas, composto por Guy Marie Fabio Guagni Dei Marcovaldi (ICMBio/TAMAR - Coordenador do plano), Maria Ângela Azevedo Guagni Dei Marcovaldi (ICMBio/TAMAR), Paulo Cesar Rosito Barata (Fundação Oswaldo Cruz - FIOCRUZ), Gilberto Sales (ICMBio/TAMAR), Gustave Gilles Lopez (Fundação Pró-Tamar), Cecília Baptistotte (ICMBio/TAMAR) e Alexsandro Santana dos Santos (Fundação Pró-Tamar).

Art. 5º - O presente PAN deverá ser mantido e atualizado na página eletrônica do Instituto Chico Mendes.

Art. 6º - Esta Portaria entra em vigor na data de sua publicação.

RÔMULO JOSÉ FERNANDES BARRETO MELLO

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116



LEGISLAÇÃO VIGENTE RELACIONADA AS TARTARUGAS MARINHAS

LEIS

A. Lei nº. 5.197 de proteção à fauna, 3 de janeiro de 1967: Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências.

B. Lei nº. 9.605 de Crimes Ambientais, de 12 de fevereiro de 1998: - Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências.

C. Lei Estadual nº. 7034 de 1997: Proíbe qualquer fonte de iluminação que ocasione intensidade luminosa superior a Zero Lux, em uma faixa de praia da maré mais baixa, até 50 m acima da linha da maré mais alta do ano, nas praias de desova, incluindo as praias desde a divisa da Bahia com o Espírito Santo até o Rio Corumbau, e do farol de Itapuã (Salvador) até a divisa com Sergipe.

PORTARIAS

D. Portaria nº G5 da Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (BRASIL) 31 de janeiro 1986: Proíbe a captura de quaisquer espécies de tartarugas marinhas.

E. Portaria IBAMA nº 10 de 30/01/1995: Proíbe o trânsito de qualquer veículo na zona litorânea compreendida entre a linha de maré mais baixa até 50 m acima da maré mais alta do ano, nas praias de desova.

F. Portaria IBAMA nº 11 de 30/01/1995: Proíbe qualquer fonte de iluminação que ocasione intensidade luminosa superior a Zero Lux, em uma faixa de praia da maré mais baixa, até 50 m acima da linha da maré mais alta do ano, nas áreas de desova que incluem as desde Farol de São Tomé, no Rio de Janeiro, até o Estado do Espírito Santo; norte do Espírito Santo; sul da Bahia; praias do Farol de Itapuã, em Salvador, até Ponta dos Mangues, no Estado de Sergipe; de Pirambú (Sergipe) até Penedo, no Estado de Alagoas; as praias de Fernando de Noronha e a Praia da Pipa, no Rio Grande do Norte.

G. Portaria IBAMA nº 1535 de 15/08/1995: Cria o grupo técnico coordenador das ações a serem empreendidas pelo IBAMA no que se refere ao uso de TED (Dispositivo de Escape de Tartarugas Marinhas), pela frota camaroneira.

H. Portaria IBAMA nº 5 de 19/02/1997: Obriga a utilização do Dispositivo de Escape de Tartarugas Marinhas (TED) em redes de pesca de arrasto de camarão em todo o litoral, para embarcações maiores de 11 m de comprimento e que não utilizem métodos de recolhimento manuais das redes.

I. Portaria Nº 121, de 24 de agosto de 1998, que proíbe, nas águas sob jurisdição nacional, a utilização e/ou o transporte de redes de emalhar, de superfície e de fundo, cujo comprimento seja superior a 2.500 metros, e dá outras providências.

INSTRUÇÕES NORMATIVAS

J. Instrução Normativa MMA nº 3 de 27/05/2003: Reconhece as 05 espécies de tartarugas marinhas como da fauna brasileira ameaçada de extinção.

K. Instrução Normativa nº 21, 30 de março de 2004. Proibir, anualmente, o exercício da pesca de camarão rosa (Farfantepenaeus subtilis e Farfantepenaeus brasiliensis), camarão sete-barbas (Xiphopenaeus kroyeri)

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83 84 85 86 87 88 89 90 91 92 93 94 95 96 97 98 99 100 101 102 103 104 105 106 107 108 109 110 111 112 113 114 115 116



e camarão branco (Litopenaeus schmitti), com quaisquer artes de pesca, nas áreas e períodos abaixo discriminados: I - na área compreendida entre a divisa dos Estados; II - de Pernambuco e Alagoas até a Praia do Forte no Estado da Bahia (12,577668 Lat e 38,00155 Long), nos períodos de 1º de abril a 15 de maio e 1º de dezembro a 15 de janeiro; III - na área compreendida entre a Praia do Forte no Estado da Bahia (12,577668 Lat e 38,00155 Long) e a divisa dos Estados da Bahia e do Espírito Santo, no período de 15 de setembro a 30 de novembro.

L. Instrução Normativa Conjunta – n° 01 de 27 de maio de 2011 do IBAMA: cria áreas de restrição áreas de período de restrição periódica para as atividades de exploração e produção de óleo e gás, incluindo as etapas de levantamentos de dados sísmicos, perfuração de poços petrolíferos, instalação ou lançamento de dutos para escoamento de óleo, gás e água de produção em áreas prioritárias para a conservação de tartarugas marinhas na costa brasileira.

M. Instrução Normativa Nº 138, de 6 de dezembro de 2006. Proíbe a rede caçoeira entre outras providências.

N. Instrução Normativa Nº 166 de 18 de julho de 2007. Limitar nas águas sob jurisdição nacional, a altura máxima de rede de emalhe de superfície e fundo e dá outras providências

RESOLUÇÕES

O. Resolução CONAMA nº.10 de 24/10/1996: Dispõe sobre o licenciamento ambiental previsto na Lei n§ nº. 6.938/81 e decreto nº. 99.274/90 em praias onde ocorre a desova de tartarugas marinhas, que só poderão efetivar-se após a avaliação e recomendação do IBAMA, ouvido o Centro de Tartarugas Marinhas - TAMAR.

DECRETOS

P. Decreto Federal nº. 3.842 de 13/06/2001: Promulga a Convenção Interamericana para a Proteção e a Conservação das Tartarugas Marinhas, concluída em Caracas, em 1º. de dezembro de 1996.

Q. Decreto nº. 4.810 de 19 de agosto de 2003: obriga a presença de observadores de bordo nas embarcações arrendadas;

R. Decreto Estadual/SP, No: 53.494 de 2 de outubro de 2008: Lista de espécies da Fauna de SP ameaçadas de extinção, que inclui as 05 espécies de tartarugas marinhas.

S. Decreto Estadual nº 49.215/04, de Dezembro de 2004, Estabelece o Zoneamento Ecológico – Econômico do Litoral Norte (ZEE); proíbe a pesca de arrasto com parelhas até a isóbata de 23m.

T. Decreto Estadual nº 49.215/04, de Dezembro de 2004, Estabelece o Zoneamento Ecológico – Econômico do Litoral Norte (ZEE); proíbe a pesca de arrasto com parelhas até a isóbata de 23m.

1 2 3 4 5 6
7 8 9 10 11 12
13 14 15 16 17 18
19 20 21 22 23 24
25 26 27 28 29 30
31 32 33 34 35 36
37 38 39 40 41 42
43 44 45 46 47 48
49 50 51 52 53 54
55 56 57 58 59 60
61 62 63 64 65 66
67 68 69 70 71 72
73 74 75 76 77 78
79 80 81 82 83 84
85 86 87 88 89 90
91 92 93 94 95 96
97 98 99 100 101 102
103 104 105 106 107 108
109 110 111 112 113 114
115 116

ISBN 856184236-9
9 788561 842369

Cinco das sete espécies existentes de tartarugas marinhas ocorrem em águas que banham a costa brasileira. São elas: *Caretta caretta* (cabeçuda ou amarela), *Chelonia mydas* (verde), Dermochelys coriacea (gigante, negra ou de couro), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente) e *Lepidochelys olivacea* (pequena). Esses animais buscam as praias do litoral e as ilhas oceânicas para a desova e também para abrigo, alimentação e crescimento. Cada uma possui hábitos alimentares e comportamentais distintos e, consequentemente, habitam locais diversos em diferentes fases da vida.

Na costa brasileira, em muitas das áreas de ocorrência das tartarugas marinhas, registra-se um crescimento de áreas urbanas e de atividades industriais com a consequente ocupação do litoral e o aumento de fontes de poluição, tanto em regiões costeiras como marinhas. A atividade pesqueira, cada vez mais intensa, emerge como uma das maiores ameaças a essas espécies em função da sobrepesca e do desrespeito às normas vigentes, como períodos de defeso e de áreas de exclusão de pesca instituídas.

Tendo em vista as ameaças a que estão sujeitas as tartarugas marinhas, e com base na experiência acumulada ao longo dos trinta anos de existência do Projeto TAMAR, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio, tendo como suporte legal a Portaria Ministerial 316/2009, estabeleceu um Plano de Ação Nacional (PAN) reunindo as principais estratégias para recuperação e conservação dessas espécies. A institucionalização de planos de ação tem o objetivo de aperfeiçoar e otimizar os esforços do ICMBio, e de forma complementar, as iniciativas da sociedade por meio da renovação de um pacto de colaboração efetiva de entidades de pesquisa, outros órgãos de governo, organizações não-governamentais e comunidades locais para a conservação da biodiversidade.

MARCELO MARCELINO DE OLIVEIRA
Diretor de Pesquisa, Avaliação e Monitoramento da Biodiversidade

APOIO

REALIZAÇÃO

Circle hooks and catch rates of target and bycatch species in the longline fishery in the southwest Atlantic Ocean

Giffoni, B. B, Fundação Pró-TAMAR
Azevedo. V. G; Instituto de Pesca/APTA/SAA. - Instituto Oceanográfico-IOUSP
Bugoni. L, Fundação Universidade Rio Grande - FURG
Fiedler. F. N, Fundação Pró-TAMAR
Swimmer, Y, US NOAA Fisheries, Pacific Islands Fisheries Science Center
Sales, G, Projeto TAMAR/ICMBio

Circle hooks may affect catch composition in comparison with J style hooks in some pelagic longline fisheries. Between 2004 and 2008 the performance of 18/0 10º offset circle hooks was compared with 9/0 J-type hooks (control) in the Brazilian pelagic longline fishery targeting swordfish, tuna and sharks. During this experiment 26 trips, 229 sets and 145,828 hooks were set alternating circle and 'J' hooks and using mackerel as bait. A total of 60 different species, including turtles and seabirds, were caught. Statistical analyses (Mantel-Haenszel χ^2 tests) of species with at least 20 individuals caught were performed. Circle hooks resulted in a significant catch decrease for loggerhead *Caretta caretta* (55%) and leatherback *Dermochelys coriacea* (65%) sea turtles. Use of circle hooks resulted in increased capture rates of tunas (bigeye *Thunnus obesus* and albacore *Thunnus. alalunga*), and sharks (blue *Prionace glauca* and requiem sharks of the genus *Carcharinus*). There was no difference in the capture of yellowfin tuna (*Thunnus. albacares*), shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*), hammerhead sharks (*Sphyrna lewini and S. zygaena*), and dolphinfish (*Coryphaena hippurus*). On the other hand, the capture rate of swordfish (*Xiphias gladius*) decreased significantly when using circle hooks. Additionally, use of circle hooks significantly decreased capture rates of bycatch species, such as pelagic stingrays (*Pteroplatytrygon violacea)* and white marlin (*Tetrapturus albidus*). Circle hooks performed similar to J hooks with respect to many species, and increased captures of marketable species such Atlantic pomfret (*Brama brama), escolar* (*Lepidocybium flavobrunneum)*, and mackeral shark (*Lamna nasus)*. Results demonstrate the effectiveness of circle hooks for the conservation of loggerhead and leatherback sea turtles, improving the capture rates of most target species, and significantly reducing the bycatch of the most common species, the pelagic stingray, thus economically improving this fishery.

Fundação Pró-TAMAR. Rua Antônio Athanazio da Silva, nº 273
Itaguá. Ubatuba – SP, Brazil. 11680-000
Phone: 55 12 3833-5966
Email: bruno@tamar.org.br

SER2011
WORLD CONFERENCE ON ECOLOGICAL RESTORATION

Challenges for seedling production for forest restoration in Ocean Island: The case study of protected areas of Fernando de Noronha/PE – Brazil

Schiavon Machado, Manoela; Pedro H. S. Brancalion, Carolina de Moraes Potascheff
Project TAMAR/ESALQ University, Brazil

Since its discovery, in 1503, the island of Fernando de Noronha has suffered innumerous anthropogenic disturbances, and degraded terrestrial areas are nowadays part of its landscape, despite the beauty of its sea ecosystems. During the period the island was used as a presidium, the largest trees were cut in order to avoid the escape of prisoners by boats. Inserted in this scenario, the present study sought to investigate the phenology, seed germination, and seedling establishment of native species of the Atlantic island of Fernando de Noronha, Brazil. The main island of Fernando de Noronha was studied through tracks, where phenological data of 20 native species of trees and bushes were collected every fifteen days. Mature fruits of the same species were collected from the most preserved areas and taken to the forest nursery where pre-germinative treatments on the seeds were tested. The seedlings were planted in an area of 1 hectare and had their development accompanied individually. It was possible to identify, based on phenological data, the species locations and periods of fructification. The different treatments applied on the seeds provided improved germination consistently, which varied from 8% to 90%. In the field area, it was observed an average of 70% rate of seedlings survival. In spite the climatic and edaphic difficulties encountered in ocean islands,seed and seedling production, as well as the initial establishment of seedlings in the field, were successful in Fernando de Noronha, which shows favorable perspectives for forest restoration even in isolated oceanic islands.

CARACTERIZAÇÃO DOS CERCOS FLUTUANTES EM UBATUBA - LITORAL NORTE DE SÃO PAULO.

Alvarenga, F. S. [1]; Becker, J. H.[1]; Giffoni, B. B. [1]; Macedo, S.[2]; Almeida, B. A. D. L. [1]; Werneck, M. R. [1]; Brondízio, L. S. [1]; Ottoni, G. F.[2]; Tavares, R. I. S. [1]; Britto, M. de K. [1] ; Damásio, L. de M. A.; Gallo, B. M. G. [1]

1Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisas das Tartarugas Marinhas.
curupira@tamar.org.br
2 Projeto TAMAR/ICMBio.

RESUMO

O cerco flutuante é uma arte de pesca caracterizada por manter o pescado vivo até a hora da despesca, sendo considerada importante ferramenta de manejo sustentável. Dos 42 pontos identificados no passado apenas 9 continuam ativos. A adoção de políticas públicas já existentes em outras categorias de pescadores são estratégias que devem ser estudadas e viabilizadas no sentido de garantir a continuidade desta modalidade de pesca no Litoral Norte de São Paulo.

INTRODUÇÃO

A pescaria de peixes com redes de cerco flutuante é uma forma passiva de pesca, introduzida no Brasil em 1920 por imigrantes japoneses no município de Ilhabela, de onde se expandiu para todo o Litoral Norte do Estado de São Paulo e posteriormente para o litoral sul fluminense. O cerco flutuante é uma armadilha, confeccionada com redes, fixadas ao fundo por âncoras e sustentadas por flutuadores, que operam em toda a coluna d'água 24 horas por dia. É constituído por duas partes distintas: o caminho ou "espia", que direciona o pescado para o interior do rodo ou "casa", onde o mesmo fica aprisionado, tendo por característica mantê-lo vivo até a hora da despesca. Isso permite que as espécies de valor comercial possam ser recolhidas ainda "frescas", e as espécies sem valor comercial possam ser devolvidas ao mar ainda vivas. Segundo Mussolini (1980) uma das características principais para a instalação do equipamento é o conhecimento prévio do local de atuação. Locais abrigados, com profundidades adequadas e que demonstrem condições de entrada do pescado são necessários para sua eficiência. A escolha dos pontos dos cercos e a adequação das dimensões do petrecho para o local onde são instalados (Mussolini 1980) faz com que estes pontos sejam fixos e tradicionais, mantendo-se nos mesmos locais há mais de 50 anos. Em Ubatuba, o primeiro registro de cerco flutuante se deu em 1942 com um cerco instalado na praia do Flamengo (Mussolini, *op cit*). Diegues (1973) registrou 25 cercos flutuantes trabalhando ao longo da costa de Ubatuba entre 1971/1972, e este número teria sido maior se considerados os cercos que tradicionalmente atuam nas ilhas da região.

A Base de Ubatuba do Projeto Tamar/ICMBio foi implantada em 1991 e desde então, capturas incidentais de tartarugas marinhas na pesca artesanal costeira vem sendo registradas. A pescaria com cercos flutuantes se destaca em função dos elevados índices de capturas de juvenis de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) e baixos índices de mortalidade das mesmas, quando comparadas

às outras modalidades de pesca na região (Gallo *et al.,* 2006, Becker *et al.*, 2007).

O presente estudo objetiva caracterizar os cercos flutuantes remanescentes no município de Ubatuba, buscando subsídios para compreensão da interação entre o petrecho e a captura incidental de tartarugas marinhas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a caracterização dos petrechos, foram realizadas entrevistas com 12 mestres, responsáveis por 13 pontos de cercos flutuantes. Destes, 9 cercos se encontram em atividade no momento. Os outros 4 pontos não vem sendo utilizados para pesca nos últimos anos (Figura 1). A maioria dos mestres entrevistados (11) já tem conhecimento das atividades do TAMAR há bastante tempo, em função da parceria para registro das ocorrências de capturas incidentais de tartarugas. Apenas 1 mestre foi conhecido recentemente, por ocasião deste trabalho.

Para as entrevistas, foi definido um questionário estruturado com questões referentes às características gerais do petrecho, funcionamento do mesmo e interação com as tartarugas marinhas. Foi utilizado um desenho esquemático do cerco, elaborado por Seckendorff (2009), para indicação das partes do petrecho e suas dimensões. As entrevistas foram realizadas nas praias, nos ranchos de pesca ou nas residências dos pescadores, em função da facilidade de abordagem de cada mestre de cerco. A unidade de medida utilizada para caracterizar as dimensões dos cercos foi a "braça", medida feita com os braços abertos indo de uma mão a outra, usada como referência por todos os pescadores da região. Entretanto, devido às inerentes diferenças anatômicas entre os pescadores, o valor de uma "braça" varia de pescador para pescador. Neste trabalho foi adotado o valor de conversão mais comum informado por 9 entre os 12 pescadores entrevistados: uma braça = 1,70m. A localização da maioria dos cercos em atividade foi feita utilizando-se GPS. Para resgate de informações de dois cercos que não estão em atividade, foi utilizado mapa impresso das enseadas onde os mestres apontaram a localização aproximada dos pontos. As informações foram armazenadas no banco de dados no formato ACCESS.

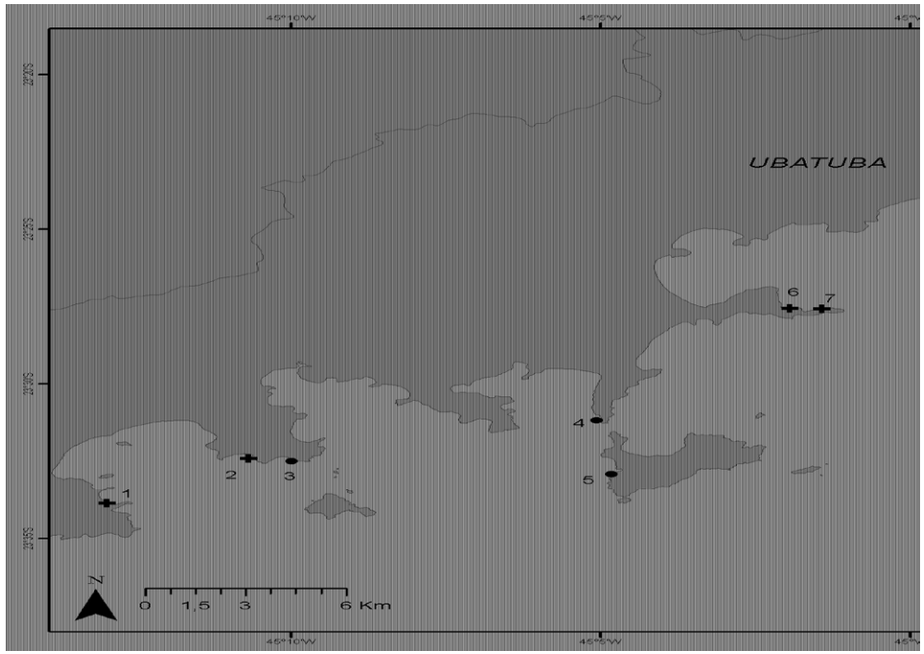


Figura 1: Localização dos cercos flutuantes de Ubatuba

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 1 apresenta as dimensões de cada parte dos petrechos de pesca utilizados em 13 pontos de cercos de Ubatuba. Existem diferenças na construção dos petrechos em função da adaptação ao local onde são instalados, conforme verificado por Mussolini (1980).

As entrevistas com os pescadores permitiram identificar no passado a existência de 42 pontos de cercos flutuantes em Ubatuba. Hoje existem apenas 13 aparelhos de cerco flutuantes e somente 9 se mantém em atividade.

Uma característica comum a todos os cercos é a presença de uma única "boca", sempre voltada para a região anterior das enseadas onde estão instalados. Os locais de atuação variam de 7 a 13 m de profundidade. O comprimento das redes que formam o "rodo" varia de 102 m a 153 m, e a malha da parede do mesmo varia entre 5 cm e 8 cm. Somente um cerco utiliza a malha 10 cm na parede. De acordo com Seckendorff (2009), partes dos cercos podem apresentar malhas distintas de sua confecção original, aproveitando panos disponíveis de malhas diferentes.

O caminho varia de 93,5 m a 127,5 m de comprimento, com exceção de dos dois cercos instalados em ilhas que apresentam comprimentos menores (42,5 m e 76,5 m). A altura do caminho tem uma variação maior, entre 5,1 m e 15,3 m, se adequando ao relevo do fundo, aumentando a altura do caminho na medida em que se distancia do litoral rochoso e a profundidade aumenta. A maioria dos cercos usa bambus como flutuadores embora alguns poucos tenham substituído o material original por canos de PVC. As redes dos cercos são confeccionadas com fios de nylon multifilamento

torcido modelos 210/18, 210/24 e 210/36 denier. A ancoragem dos petrechos utiliza cabos de nylon, que variam de 8 a 12 mm. A ancoragem mais utilizada ainda são os ganchos de madeira com pedras amarradas e poitas de concreto. Garatéias de ferro são pouco utilizadas, pois existe o risco de roubo por embarcações com guinchos.

Tabela 1: Características construtivas dos cercos flutuantes de Ubatuba/SP.

	Caçandoca	Bonete Grande	Bonete Cedro	Enseada	Praia do Sul	Cedro fora	Cedro Arpoá	Ilha Promirim	Ilha dos Porcos	Picinguaba Dentro	Picinguaba Fora	Camburi Dentro	Camburi Fora	Variação
caracteristicas	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Min-máx
CAMINHO														
Altura (m)	13,6	6,8 e 14,45	6,8 e 11,05	10,2 e 15,3	13,6 e 15,3	5,1 e 13,6	5,1 e 13,6	10,2	15,3	13,6	11,9	13,6	6,8 e 11,9	5,1 a 15,3
Comprimento (m)	93,5	110,5	110,5	102	42,5	102	102	76,5	127,5	105,4	102	110,5	93,5	42,5 a 127,5
Malha (cm)	7	8	8	7	6	7	7	8	7	6	6	7	7	6 a 8
BOCA														
Largura externa (m)	6,8	6,8	6,8	7,65	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	6,8	7,65	6,8	6,8	6,8 a 7,65
Largura interna (m)	4,25	4,25	4,25	5,1	5,1	4,25	4,25	3,4	4,25	3,4	3,4	3,4	4,25	3,4 a 5,1
ENSACADOR														
Capacidade (ton)	2	2	2	1	2	2	2	1,5	1,5	3	3	2	1,5	1 a 3
Malha (cm)	3,00	3 e 4	3 e 4	3,00	3,00	3 e 4	3 e 4	3,00	3,00	3,00	3,00	2,00	2,00	2 a 4
PAREDE														
Altura (m)	13,6	14,45	11,05	15,3	15,3	13,6	13,6	10,2	15,3	13,6	11,9	13,6	11,9	10,2 a 15,3
Comprimento (m)	102	102	102	147,9	102	153	153	102	119	107,1	108,8	119	110,5	102 a 153
Malha (cm)	7	7	7	7	6	7	7	8	7	5	5	10	7	5 a 10
FUNDO														
Malha (cm)	10	10	10	9	12	10	10	11	12	10	10	11	11	9 a 12
FLUTUADORES														
nº de Flutuadores	22	25	29	24	26	17	11	18	18	30	30	30	30	11 a 30
ANCORAS														
nº de âncoras	30	30	35	43	20	22	13	15	12	15	15	15	11	11 a 43
Peso das âncoras (kg)	80	80-100	100	80	70-120	90	90	60	60	70-90	70-90	80-90	80	60 a 120
LOCAL														
Profundidade do local (m)	12	11	11	12	9,5	12	12	7	13	12	11	12	11	7 a 13

Apesar de serem instalados em locais abrigados do mau tempo e de ressacas que causam danos e perda dos petrechos, a maioria dos cercos opera entre outubro e abril, evitando o inverno e acompanhando as “safras” das espécies de pescado de maior interesse: carapau *Caranx crysos* (Mitchill,1815), sororoca *Scomberomorus brasiliensis* (Collete, Russo & Zavala-Camin,1978), espada *Trichiurus lepturus* (Linnaeus,1758), galo *Selene setapinnis* (Mitchill,1815), bonito *Sarda sarda* (Bloch,1793) e xaréu *Caranx hippos* (Linnaeus,1766). Um único cerco instalado na Praia do Sul, no Parque Estadual da Ilha Anchieta, se mantém ativo durante todo o ano. Alguns pontos de cerco possuíam dois petrechos utilizados alternadamente: enquanto um ficava em terra sendo reparado e tingido, o outro continuava na água pescando, aproveitando ao máximo o curto tempo da safra de cada peixe. Este rodízio durava entre 8 e 15 dias, de acordo com a necessidade de reparos. Hoje, todos os pontos de cercos caracterizados possuem um único petrecho.

CONCLUSÕES

Dois fatores mantiveram por mais de duas décadas a permanência da tecnologia desta arte nas mãos de poucos imigrantes japoneses: O valor elevado do petrecho e a complexidade de confecção e montagem das redes (Mussolini, 1980). Esta “concentração” do

conhecimento da técnica de construção dos cercos pode ter influenciado na homogeneidade das características dos cercos atuais. Por outro lado, as diferenças fisiográficas existentes entre as diversas enseadas de Ubatuba onde se localizam os pontos de cercos, demandam adaptações especificas do petrecho no que diz respeito principalmente ao comprimento e a altura do "caminho" e altura da parede do "rodo".

A difusão desta pescaria que era dificultada pelo alto custo do petrecho já na década de 40 (Mussolini, 1980), hoje se agrava em função do acentuado declínio da produtividade pesqueira. Blanck *et al.,* 2009 verificou uma redução de 92,7 % na média de CPUEs anuais de pescado nos cercos localizados na Ilha Anchieta, em Ubatuba comparando a produtividade nos períodos de 1980-85 e 1997-98. Outra evidência do decréscimo da produtividade dos cercos é o número de visitas para despesca. Se no passado os cercos eram visitados de 4 a 6 vezes ao dia para despesca (Mussolini, 1980), a rotina diária hoje limita-se a 3 visitas no máximo.

Nas últimas décadas, a pescaria com cercos flutuantes persistiu à margem das políticas públicas, com boa parte dos pescadores atuando ilegalmente, sem licença de pesca, sem registro de embarcações, e sem a atualização dos registros dos pontos junto à Capitania dos Portos. Os dados obtidos nesta caracterização dos cercos de Ubatuba estão sendo utilizados como subsídio para a discussão e regulamentação da atividade dos cercos flutuantes no litoral norte de SP, por iniciativa da Área de Proteção Ambiental Marinha do Litoral Norte – APA-LN/FF/SP. A regulamentação da pesca com cercos flutuantes nesta categoria de unidade de conservação é uma etapa importante no reconhecimento desta pescaria enquanto prática de manejo sustentável. A adoção de políticas públicas através do fomento a pescaria, subsídios, certificação e extensão aos pescadores de cercos dos benefícios já existentes em outras categorias de pescadores são estratégias que devem ser estudadas e viabilizadas no sentido de garantir a continuidade desta modalidade de pesca no litoral norte de SP.

APOIO/AGRADECIMENTOS

Agradecemos aos mestres e pescadores de cercos flutuantes pela colaboração voluntária nas entrevistas e pela persistência na pescaria com os cercos flutuantes. O Projeto Tamar/ICMBio é um programa de Conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela PETROBRAS.

REFERÊNCIAS

BECKER, J. H., GALLO, B., MACEDO, S., ALMEIDA, B. A. D. L., FERNANDES, J. S., GIFFONI, B. B., WERNECK, M. R., OTTONI, G. F. Captura incidental de tartarugas marinhas em cercos flutuantes em Ubatuba, São Paulo, Brazil. In: Jornada de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas Em El Atlantico Sur Ocidental, 3., 2007, Piriápolis. Libro de resumenes... [S.l.: s.n.], 2007.p.44 – 45.

BLANK, A. G.; CARNEIRO, M. H.; SECKENDORFF, R. W.; OSTINI, S. 2009. A pesca de Cerco- Flutuante na Ilha-Anchieta, Ubatuba, São Paulo, Brasil. *Sér.Relat. Téc.,* São Paulo, 34: 1-18. Disponível em: **WWW.pesca.sp.gov.br**. Acesso em 12 jan.2011.

GALLO, B.M.G.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J.H.; BARATA, P.C.R. Sea turtle conservation in Ubatuba,

Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. Chelonian Conservation and Biology. Massachusetts, v.5, n.1, p. 93-101, 2006.

DIEGUES, A.C.S. 1973. A Pesca em Ubatuba: Estudo Sócio-Econômico. São Paulo, SUDELPA. Governo do Estado de São Paulo.101p.

FILHO, A.C. 1999. Peixes; Costa BRASILEIRA. São Paulo.Ed. Melro. 3ª edição. 320p.

MUSSOLINI, G. 1980. Ensaios de Antropologia Indígena e Caiçara. Rio de janeiro. Ed. Paz e Terra. Coleção Estudos Brasileiros,v.38.289p.

SECKENDORFF, R.W.; AZEVEDO, V.G.; MARTINS, J.K. 2009 Sobre a técnica construtiva da arte de pesca de cerco-flutuante no litoral norte de São Paulo, Brasil. Série Relatórios Técnicos, São Paulo, 40, 1-16.

VARIAÇÃO LATITUDINAL NA DISTRIBUIÇÃO DO TAMANHO DE TARTARUGAS-VERDES (*Chelonia mydas*) AO LONGO DE PARTE DA COSTA LESTE DA AMÉRICA DO SUL

Paulo C. R. Barata[1], Victoria González Carman[2,3], Alexsandro S. dos Santos[4], Ana Cristina V. Bondioli[5], Antonio de P. Almeida[6], Armando J.B. Santos[4], Augusto Cesar C. D. da Silva[6], Berenice M. G. Gallo[4], Bruno de B. Giffoni[4], Camila Domit[7], Cecília Baptistotte[6], Claudio Bellini[6], Clenia M. P. Batista[8,9], Daiana P. Bezerra[5], Danielle S. Monteiro[10], Diego Albareda[3,11], Eduardo H.S.M. Lima[4], Eron Paes e Lima[6], Flávia Guebert-Bartholo[12], Gilberto Sales[6], Gustave G. Lopez[4], Gustavo D. Stahelin[4], Ignacio Bruno[3], Jaqueline C. de Castilhos[4], João C. A. Thomé[6], Jorge A. A. Nunes[4], José Henrique Becker[4], Juçara Wanderlinde[4], Liana Rosa[13], Maria A. Marcovaldi[6], Maria Thereza D. Melo[4], Rita Mascarenhas[8], Sérgio C. Estima[10], e Eugenia Naro-Maciel[14]

[1] Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, 21041-210 Rio de Janeiro – RJ, Brasil (paulo.barata@ensp.fiocruz.br).

[2] Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero – CONICET, Paseo Victoria Ocampo nro. 1 (7600), Mar del Plata, Argentina.

[3] Aquamarina–CECIM – PRICTMA, Del Sauce 748 (7167), Pinamar, Argentina.

[4] Fundação Pró-Tamar, Rua Rubens Guelli 134 sala 307 – Itaigara, 41815-135 Salvador – BA, Brasil.

[5] Projeto Tartarugas, Instituto de Pesquisas Cananéia – IPeC, Rua Tristão Lobo 199, 11990-000 Cananéia – SP, Brasil.

[6] Projeto Tamar-ICMBio, Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho, 41950-970 Salvador – BA, Brasil.

[7] Laboratório de Ecologia e Conservação, Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, Av. Beira Mar s/n – Pontal do Sul, Cx. Postal 50.002, 83255-000 Pontal do Paraná – PR, Brasil.

[8] Associação Guajiru: Ciência–Educação–Meio Ambiente, Av. Oceano Atlântico s/n – Intermares, 58310-000 Cabedelo – PB, Brasil.

[9] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Estadual da Paraíba, Campus V, Rua Horácio Trajano de Oliveira s/n – Cristo Redentor, 58020-540 João Pessoa – PB, Brasil.

[10] Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental – NEMA, Rua Maria Araújo 450 – Cassino, 96207-480 Rio Grande – RS, Brasil.

[11] Acuario del Jardín Zoológico de Buenos Aires – PRICTMA, República de la India 2900 (1425), Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina.

[12] Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, 50740-550 Recife – PE, Brasil.

[13] Pós-Graduação em Ecologia e Evolução, Universidade do Estado do Rio de Janeiro,

20550-013 Rio de Janeiro – RJ, Brasil.

[14] Biology Department, College of Staten Island, City University of New York, Staten Island, NY 10314, USA.

Palavras-chave: biogeografia, estágios ontogenéticos, áreas de alimentação, conservação, Atlântico Sul Ocidental.

Introdução

As tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*), após o nascimento nas praias de desova e um período de alguns anos na zona oceânica do mar, realizam, quando juvenis pequenas, uma mudança para a zona nerítica (Musick e Limpus 1997). A transição da zona oceânica para a zona nerítica e a distribuição geográfica de juvenis e adultos pelas áreas de alimentação costeiras ainda são insuficientemente conhecidas, assim como os fatores que as definem. O conhecimento destes aspectos da história natural das tartarugas-verdes, além de nos permitir um melhor entendimento da sua biologia populacional, tem implicações para a conservação da espécie, por possibilitar o estabelecimento de relações mais claras entre áreas geográficas, estágios ontogenéticos das tartarugas, fatores ambientais ou de outra ordem e ações de conservação. A tartaruga-verde atualmente está classificada como Ameaçada pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN).

A tartaruga-verde tem ampla distribuição na costa leste da América do Sul (Pritchard 1976; Marcovaldi e Marcovaldi 1999; González Carman *et al.* 2011). Este trabalho tem como objetivo analisar a variação, em larga escala, da distribuição do tamanho (medido pelo comprimento curvo da carapaça, CCC) das tartarugas-verdes ao longo de parte da costa leste da América do Sul, com dados obtidos em áreas costeiras, com vistas a uma melhor compreensão da biogeografia da espécie na região.

Metodologia

A área de estudo vai da latitude 2,93°S (Ceará, norte do Brasil) à latitude 42,57°S (norte da Patagônia, Argentina); a extensão de litoral coberta é de aproximadamente 6500 km (Fig. 1). O período de estudo vai de 1 de junho de 2005 a 31 de maio de 2010.

Foram analisados registros de tartarugas encalhadas, observadas boiando na água ou capturadas incidentalmente em pesca costeira. Foram excluídos das análises: (1) registros reprodutivos em praias de desova, incluindo as três principais áreas de desova da tartaruga-verde no Brasil: Trindade, Atol das Rocas e Fernando de Noronha; (2) registros não-reprodutivos (encalhes, capturas, etc.) obtidos nestas três áreas reprodutivas; (3) capturas incidentais em pesca por espinhéis ou redes de deriva (ocorrem geralmente fora da área costeira); (4) capturas intencionais (por pesquisadores) por meio de mergulho, redes de espera ou outras artes de pesca. Para tartarugas marcadas, as recapturas foram excluídas das análises. A metodologia desta pesquisa será apresentada em detalhe em artigo futuro.

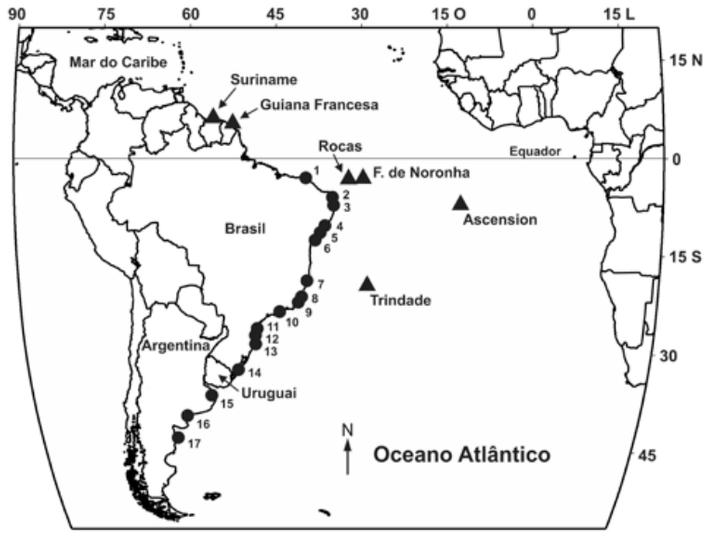


Figura 1. Mapa da América do Sul e Oceano Atlântico. Os círculos pretos indicam os locais das amostras. Brasil: 1 = oeste do Ceará, 2 = Rio Grande do Norte, 3 = Paraíba, 4 = Alagoas, 5 = Sergipe, 6 = norte da Bahia, 7 = norte do Espírito Santo, 8 = sul do Espírito Santo, 9 = norte do Rio de Janeiro, 10 = norte de São Paulo, 11 = sul de São Paulo, 12 = Paraná, 13 = Santa Catarina, 14 = sul do Rio Grande do Sul; Argentina: 15 = San Clemente, 16 = Bahía Blanca, 17 = norte da Patagônia. Os triângulos indicam áreas de desova de *Chelonia mydas* mencionadas no texto. O mapa de base for produzido pelo Maptool (www.seaturtle.org).

As análises estatísticas foram realizadas com o programa R 2.13.1 (R Development Core Team 2011). A relação entre CCC e latitude (Fig. 2) foi analisada por meio de regressões não-paramétricas por quantis (Koenker 2005), utilizando o pacote *quantreg* do programa R.

Resultados e Discussão

O CCC das tartarugas variou entre 8 e 140 cm (N = 12.247). A distribuição do CCC segundo a latitude está apresentada na Fig. 2. Pode ser observado nesta figura: (1) há uma variação sul–norte na distribuição do CCC: a amplitude do CCC aumenta do sul para o norte (a distribuição vai se "alargando" nesta direção); no extremo sul (ao sul da latitude 35°S, Argentina) existem essencialmente tartarugas entre 30 e 50 cm, e à medida que vamos para o norte há tartarugas cada vez menores e também cada vez maiores; (2) tartarugas com CCC > 100 cm, de forma geral adultas, ocorrem essencialmente ao norte da latitude 15°S (Bahia); (3) juvenis pequenas (CCC < 20 cm aproximadamente) ocorrem ao norte da latitude 15°S; (4) juvenis com CCC entre 20 e 100 cm ocorrem ao longo de toda a área de estudo.

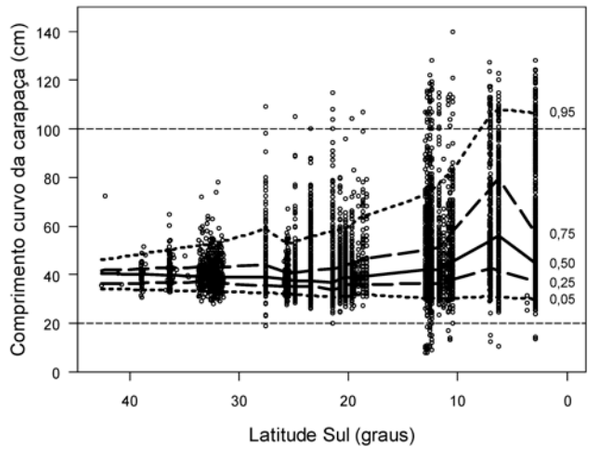


Figura 2. *Chelonia mydas*, comprimento curvo da carapaça (CCC) por latitude, do sul para o norte, leste da América do Sul, 1 de junho de 2005 a 31 de maio de 2010 (N = 12.247). As curvas são regressões não-paramétricas por quantis, conforme a coluna de números à direita: curvas pontilhadas = quantis 0,05 e 0,95; curvas tracejadas = quantis 0,25 e 0,75; curva contínua = quantil 0,50 (mediana). As linhas horizontais indicam os CCCs de 20 e 100 cm.

A Fig. 2 sugere que existe uma continuidade no processo de distribuição geográfica das tartarugas-verdes ao longo da costa leste da América do Sul, o que é compatível com análises genéticas da estrutura populacional de juvenis desta espécie na região, que apontam origens comuns para os indivíduos ali encontrados, principalmente Ascension Island e Suriname, com contribuições variadas de outras áreas, inclusive Trindade (Fig. 1; Naro-Maciel *et al.* 2007; Proietti *et al.* 2009; Naro-Maciel *et al.* dados não publicados).

A continuidade mencionada acima sugere hipóteses quanto ao processo de recrutamento das tartarugas-verdes para a zona nerítica e sua posterior distribuição pela região costeira da área de estudo. A hipótese preliminar mais imediata parece ser que o recrutamento ocorreria principalmente na região norte, possivelmente devido a uma combinação de condições de correntes marinhas, proximidade de áreas de desova, temperatura do mar e disponibilidade de alimento, com subseqüentes deslocamentos, ao menos por parte das tartarugas, para o sul e posteriormente para o norte, onde vivem as tartarugas subadultas e adultas – o norte do Brasil é área de alimentação de tartarugas-verdes adultas que desovam em Ascension, Suriname, Guiana Francesa e possivelmente Caribe (Pritchard 1976; Mortimer e Carr 1987; Lima *et al.* 2008). A análise da variação da distribuição do CCC não só em relação à latitude mas também em relação às estações do ano e a fatores ambientais possivelmente nos permitirá avaliar esta ou outras hipóteses a respeito do recrutamento e da distribuição geográfica.

Os resultados aqui apresentados devem ser vistos dentro da perspectiva de que foram obtidos com base em dados coletados oportunisticamente em atividades de rotina de programas de conservação, e não através de amostragens planejadas.

Referências Bibliográficas

González-Carman, V., K.C. Álvarez, L. Prosdocimi, M.C. Inchaurraga, R.G. Dellacasa, A. Faiella, C. Echenique, R. González, J. Andrejuk, H.W. Mianzan, C. Campagna, e D.A. Albareda. 2011. Argentinian coastal waters: a temperate habitat for three species of threatened sea turtles. *Marine Biology Research* 7:500-508.

Koenker, R. 2005. Quantile Regression. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Lima, E.H.S.M., M.T.D. Melo, M.M. Severo, e P.C.R. Barata. 2008. Green turtle tag recovery further links northern Brazil to the Caribbean region. *Marine Turtle Newsletter* 119:14-15.

Marcovaldi, M.A., e G.G. dei Marcovaldi. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation* 91:35-41.

Mortimer, J.A., e A. Carr. 1987. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). *Copeia* 1987:103-113.

Musick J.A., e C.J. Limpus. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. Páginas 137-163 in Lutz, P.L., e J.A. Musick (Eds.), *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Raton, USA.

Naro-Maciel, E., J.H. Becker, E.H.S.M. Lima, M.A. Marcovaldi, e R. DeSalle. 2007. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. *Journal of Heredity* 98:29-39.

Pritchard, P.C.H. 1976. Post-nesting movements of marine turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae) tagged in the Guianas. *Copeia* 1976: 49-754.

Proietti, M.C., P. Lara-Ruiz, J.W. Reisser, L. da S. Pinto, O.A. Dellagostin, e L.F. Marins. 2009. Green turtles (*Chelonia mydas*) foraging at Arvoredo Island in Southern Brazil: genetic characterization and mixed stock analysis through mtDNA control region haplotypes. *Genetics and Molecular Biology* 32:613-618.

R Development Core Team. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria [www.R-project.org].

DESOVAS DE TARTARUGAS-VERDES (*Chelonia mydas*) NO ATOL DAS ROCAS, BRASIL, 1990–2008

Bellini, C.[1]; Santos, A. J. B.[2]; Barata, P. C. R.[3]

[1]Projeto Tamar/ICMBio, CLBI–Setor Oeste , Av. Joaquim Patrício 4000, Distrito Litoral, Pium, 59160-530 Parnamirim - RN, Brasil – claudio@tamar.org.br; [2]Fundação Pró-Tamar, Alameda do Boldró s/no, 53990-000 Fernando de Noronha – PE, Brasil – armando@tamar.org.br; [3]Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, 21041-210 Rio de Janeiro – RJ, Brasil – paulo.barata@ensp.fiocruz.br.

RESUMO

Neste trabalho apresentamos informações sobre desovas de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) no Atol das Rocas, nordeste do Brasil, entre 1990 e 2008. Os dados foram coletados pelo Projeto TAMAR-ICMBio (TAMAR), o programa nacional de conservação das tartarugas marinhas. É feita uma análise da tendência do número anual de ninhos ao longo do período do estudo. Resultados completos serão apresentados em artigo a ser publicado em breve.

Palavras chave: Tartarugas marinhas, reprodução, conservação.

INTRODUÇÃO

Neste trabalho apresentamos informações sobre desovas de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) no Atol das Rocas, nordeste do Brasil, entre 1990 e 2008. Os dados foram coletados pelo Projeto TAMAR-ICMBio (TAMAR), o programa nacional de conservação das tartarugas marinhas. O Projeto TAMAR opera no Atol das Rocas desde 1982. Preliminarmente, foram realizadas expedições ao atol em 1982 e 1986. A partir de 1990, o monitoramento das praias foi realizado anualmente. Somente um esboço dos métodos e principais resultados serão apresentados aqui; um artigo completo será publicado em periódico cientifico em breve, incluindo informações sobre as desovas (tamanho das ninhadas, sucesso de eclosão e tempo de incubação), intervalos internidais, períodos de remigração, biometria das tartarugas, etc.

O Atol das Rocas é o único atol conhecido localizado no Atlântico Sul (KIKUCHI, 2000). Foi a primeira unidade de conservação marinha brasileira, estabelecida em 1979 pelo governo federal, abrangendo uma área de cerca de 360 km² nos arredores do atol (até a isóbata de 1000 m). O Atol das Rocas e o vizinho Arquipélago de Fernando de Noronha foram conjuntamente declarados em 2001, pela Organização das Nações Unidas para a Cultura, Ciência e Educação (UNESCO), como Patrimônio Natural Mundial.

No Brasil, as tartarugas-verdes desovam quase que exclusivamente nas ilhas oceânicas. O principal sítio de desova é a Ilha da Trindade (ALMEIDA et al., no prelo). O segundo maior sítio é o Atol das Rocas e, por último, o Arquipélago de Fernando de Noronha. Apesar da grande extensão da costa brasileira, um número relativamente pequeno de ninhos de tartarugas-verdes são nela registrados anualmente (TAMAR, dados não publicados).

A tartaruga-verde (e as demais espécies de tartarugas encontradas no Brasil: *Caretta caretta, Dermochelys coriacea, Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*) são protegidas por lei e incluídas na Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. A tartaruga-verde é classificada com o status de Ameaçada na lista da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN).

MATERIAIS E MÉTODOS

Área e período de estudo – O Atol das Rocas (3°51’50’’S, 33°48’40’’W) está localizado a 150 km a oeste do Arquipélago de Fernando de Noronha e 260 km a nordeste de Natal, capital do Estado do Rio Grande do Norte. O atol apresenta um área de aproximadamente 7 km², com duas ilhas no interior de um anel de arrecifes, e dois canais que ligam permanentemente a parte interna com o mar. Nas ilhas, as praias são formadas de areia biodetrítica, com extensão de aproximadamente 1,5 km. A temporada reprodutiva geralmente vai de dezembro a maio. Aqui, a temporada reprodutiva será referida pelo ano do mês de janeiro da temporada; por exemplo, as desovas de dezembro de 2007 a maio de 2008 constituem a temporada de 2008. O período de estudo foi de 1990 a 2008. Neste período: onze temporadas foram completamente monitoradas; uma temporada, 2002, embora completamente

monitorada, foi colocada em uma categoria especial para a análise dos dados, devido a falhas no registro dos dados; cinco temporadas foram parcialmente monitoradas (em termos temporais): 1990, 1991, 1992, 2000 e 2007; não houve monitoramento regular em 1998 e 1999 (embora haja alguns dados de marcação e biometria disponíveis para 1999, obtidos oportunisticamente).

Métodos de campo – O monitoramento e coleta dos dados seguiram o padrão estabelecido pelo TAMAR (MARCOVALDI *et al.*, 1999). Nas temporadas que foram inteiramente monitoradas, a equipe de campo permaneceu no atol desde o meio de dezembro até o final de maio, quando terminam as posturas. As patrulhas foram realizadas à noite, e as fêmeas encontradas foram marcadas com anilhas metálicas (uma em cada nadadeira anterior) e tiveram o tamanho da carapaça medido.

Analise dos dados – A estimação do número total de ninhos para cada temporada com monitoramento incompleto foi realizada por meio de uma regressão não-paramétrica (GU, 2002), calculada com base no número diário registrado de ninhos e em datas estimadas para o início e fim da temporada; na regressão, a data foi a variável independente, e o número diário de ninhos a variável dependente; a estimativa do número de ninhos na temporada foi a integral da curva de regressão. Um intervalo de confiança a 95% para a estimativa do número de ninhos foi obtido por meio de um processo de simulação a ser descrito em detalhes no artigo que será publicado. Para 2002, o número de ninhos foi estimado por meio da análise do número de rastros, com base em dados de outras temporadas. As análises estatísticas foram feitas com o programa R 2.12.2 (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2011).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

As desovas ocorrem geralmente entre fevereiro e abril. A Figura 1 apresenta o número de ninhos em cada temporada (com estimações para temporadas com monitoramento incompleto e para 2002); o número médio anual de ninhos é de 337. Como a falta de dados em 1998 e 1999 impede qualquer conclusão clara sobre a tendência do número anual de ninhos, apresentamos na Figura 2 uma análise que procura contornar esta questão. No cenário A da Figura 2, uma linha reta com inclinação igual a zero ou positiva ou negativa (uma inclinação diferente de zero deve estar dentro de alguns limites) pode ser totalmente contida dentro da faixa de confiança simultânea, e assim este cenário não exclui a possibilidade de uma tendência estacionária no número anual de ninhos, ou ainda uma tendência crescente ou decrescente durante o período de estudo. O cenário B sugere que o número anual de ninhos diminuiu de 1990 a 1999 e aumentou entre 1999 e 2008. Existe uma baixa probabilidade de que o número anual de ninhos em 1998 e 1999 seja maior do que é apresentado no cenário A ou menor do que é apresentado no cenário B. Consequentemente, a tendência real do número anual de ninhos deve estar provavelmente dentro da gama de possibilidades sugeridas pelos dois cenários. Esta análise indica que, no período de estudo, existe uma grande incerteza quanto à tendência do número anual de ninhos, em parte devido à variabilidade natural relativamente grande que existe no número anual de ninhos entre diferentes temporadas (o que produz faixas de confiança relativamente largas na Figura 2), mas também, em grande medida, devido à falta de dados em 1998 e 1999.

A falta de dados quanto ao número anual de ninhos em 1998 e 1999 (Figura 1) e as dificuldades que que daí decorrem para a análise da tendência temporal do número anual de ninhos, conforme mostra a Figura 2, destacam a importância de manter acompanhamento ininterrupto das praias de nidificação ao longo dos anos. Devido à dispersão de fêmeas reprodutivas em vastas áreas do oceano fora do período de desova, as praias de nidificação são áreas essenciais para a coleta de dados no que diz respeito à demografia das tartarugas marinhas e à avaliação do estado de conservação de suas populações.

O Atol das Rocas abriga uma colônia de tartarugas-verdes relativamente pequena, quando comparado a outros locais de nidificação no Atlântico; o número médio anual de ninhos no atol é cerca de 10 vezes menor que o número médio anual na Ilha da Trindade, a maior colônia da tartaruga-verde no Brasil e a terceira maior no Atlântico (ALMEIDA *et al.*, no prelo). Uma análise genética de fêmeas de tartaruga-verde, com base em seqüências de DNA mitocondrial, indica que não há diferença significativa nas freqüências de haplótipos entre o Atol das Rocas e Fernando de Noronha, enquanto existe diferença significativa entre ambos os sítios e a Ilha de Trindade (BJORNDAL *et al.*, 2006). Isso coloca o Atol das Rocas, juntamente com Fernando de Noronha, em uma posição distinta em relação à estrutura populacional das tartarugas-verdes no Atlântico, o que é relevante para fins de conservação.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A.P.; MOREIRA, L.M.P.; BRUNO, S.C.; MARTINS, A.S.; BOLTEN, A.B.; BJORNDAL, K.A. No prelo. Green turtle nesting on Trindade Island, Brazil: abundance, trends and biometrics. ***Endangered Species Research***.

BJORNDAL, K.A.; BOLTEN, A.B.; MOREIRA, L.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A. 2006. Population structure and diversity of Brazilian green turtle rookeries based on mitochondrial DNA sequences. ***Chelonian Conservation and Biology*** 5: 262–268.

GU, C. 2002. Smoothing Spline ANOVA Models. ***Springer: New York, USA***.

KIKUCHI, R.K.P. 2000. The Biological Reserve of Atol das Rocas. ***Marine Pollution Bulletin*** 41: 119.

MARCOVALDI, M.A.; MARCOVALDI, G. G. dey. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. ***Biological Conservation*** 91: 35-41.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: A language and environment for statistical computing. ***R Foundation for Statistical Computing: Vienna, Austria*** [http://www.R-project.org].

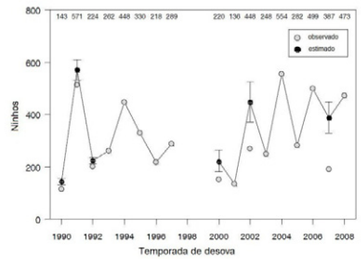


Figura 1 – Número de ninhos observados e estimados por temporada de desova.

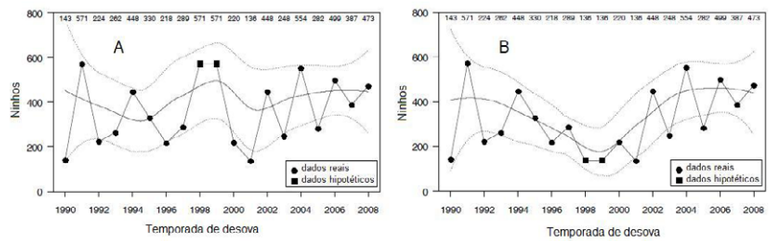


Figura 2 – Dois cenários hipotéticos extremos possibilitam uma análise da tendência do número anual de ninhos. Cada cenário foi obtido através do preenchimento da falta de dados em 1998 e 1999 de uma maneira diferente: (A) as temporadas com dados indisponíveis foram preenchidas cada uma com um número de ninhos igual à da temporada com maior número de ninhos; (B) as temporadas com dados indisponíveis foram preenchidas cada uma com um número de ninhos igual à da temporada com menor número de ninhos. Em cada gráfico, a curva sólida é uma regressão polinomial local, e as curvas pontilhadas formam uma faixa de confiança simultânea a 95%; no cálculo das regressões foram usados os números estimados de ninhos para as temporadas com monitoramento incompleto e também para 2002.

INDICADORES BIOQUÍMICOS NUTRICIONAIS DE FÊMEAS DE *Eretmochelys imbricata* DURANTE O PERÍODO REPRODUTIVO

Daphne Wrobel Goldberg[1,2], Armando Barsante[3], Layse Aranha Marinho[3], Lourival Dutra Neto[3], Daniel Gil Vieira[3], Gustavo David Stahelin[1], Jayme da Cunha Bastos[2], e Vera Lucia Freire da Cunha Bastos[2]

[1] Fundação Pro-Tamar, Caixa Postal 5098 Florianópolis, SC, 88040-970, Brasil. (daphne@tamar.org.br).

[2] Departamento de Bioquímica, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Av. 28 de Setembro, 87 Fds, 4º Andar, Vila Isabel, Rio de janeiro, RJ, CEP: 20551-030, Brasil. (vbastos@uerj.br).

[3] Fundação Pro-Tamar, Caixa Postal 50, Fernando de Noronha, PE, 53990-000 Brasil.

Palavras-chave: Bioquímica; nutrição; reprodução; tartaruga-de-pente.

Introdução

As tartarugas marinhas apresentam reprodução sazonal, sendo este padrão estabelecido por hormônios esteróides. Dentro de uma única temporada de nidação, uma fêmea pode realizar diversas posturas, com intervalos variáveis para cada espécie. Tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) podem desovar até oito vezes numa temporada, com intervalos internidais de 15 dias em média (Chan e Liew 1999).

Durante a temporada de nidação as fêmeas diminuem ou cessam completamente a ingestão de alimentos (Tucker e Read 2001; Hamann *et al*. 2002), possivelmente mobilizando suas reservas energéticas para fins reprodutivos (Hamann *et al.* 2003). De acordo com Hays *et al.* (1999) esta ocorrência pode estar associada à redução do metabolismo. As fêmeas tornam-se hipoativas durante os intervalos internidais, aparentemente para poupar suas reservas energéticas para a nidação; e a busca por alimentos no período da postura implicaria num gasto energético que poderia não ser recompensado (Hays *et al*. 1999).

O fato das fêmeas não se alimentarem nos períodos internidais reforça a idéia de que estes animais armazenam energia e nutrientes no período que antecede a cópula, em áreas de alimentação (Hamann *et al.* 2003).

O presente estudo tem por objetivo determinar alguns parâmetros bioquímicos indicadores do estado nutricional de *E. imbricata* ao longo do processo de nidação e associá-los com a variação de peso observada até o término da temporada.

Material e métodos

A área monitorada tem aproximadamente 5 km de extensão e está situada no litoral sul do município de Tibau do Sul, Rio Grande do Norte (6º 13' 40"S e 35º 03' 05"W) e faz parte da área de atuação da Base de Pipa do Projeto TAMAR-ICMBio.

O monitoramento noturno da praia foi intensivo e teve início às 19h00 e término às 5h00. Os animais foram submetidos aos processos de marcação, biometria, pesagem e coleta de sangue. A marcação das tartarugas permitiu a identificação dos animais recapturados e a obtenção de amostras seriadas do mesmo indivíduo.

As coletas foram realizadas por venopunção do seio cervical dorsal, sendo coletados 10 mL de sangue total, sem anticoagulante. Foram determinados os níveis séricos de glicose, uréia, proteína total, triglicerídeos e colesterol total através de kits bioquímicos da marca Labtest[a].

Resultados e Discussão

Foram amostradas 28 *E. imbricata* na temporada reprodutiva de 2009/2010. O comprimento curvilíneo de carapaça médio foi de 82,9 ± 5,2 cm (73,0 - 94,0; n = 28). O número de abordagens do mesmo indivíduo variou entre uma e seis vezes, totalizando 56 amostras coletadas. Ao primeiro contato as fêmeas apresentaram uma média de peso pós-oviposição de 82,2 ± 10,4 kg (60,4 - 81,8; n = 10). Ao término da temporada reprodutiva esta média declinou para 78,01 ± 9,8 kg (58,0 - 91,2; n = 10). A média percentual de perda de massa corpórea foi de 5,1 ± 3,3 % (Tabela 1).

Os valores de proteínas séricas (Tabela 2) apresentaram-se mais elevados no início do período de nidação, sendo compatíveis com a atividade vitelogênica, e de forma geral foram decaindo até o término do período. Ao contrário das proteínas, os níveis séricos de uréia (Tabela 2) ao longo do período de nidação apresentaram elevação gradativa. A perda de peso associada à redução dos valores das proteínas totais e à elevação dos níveis séricos de uréia sugerem proteólise endógena para a formação de glicose (gliconeogênese). O jejum prolongado intensifica a degradação de proteínas musculares, uma vez que a as cadeias carbônicas destes aminoácidos serão utilizadas na gliconeogênese. Desta forma, a eliminação dos grupamentos *amino* restantes irá promover um aumento na excreção de uréia. A uréia por sua vez, pode ser reabsorvida pela bexiga urinária para ser reutilizada pelo organismo. Em função da proteólise e da reabsorção através da bexiga, a uremia apresentou aumento gradativo ao longo do período.

Tabela 1. Média, desvio padrão e variação do comprimento curvilíneo de carapaça, largura curvilínea de carapaça e peso de fêmeas de *Eretmochelys imbricata* ao longo da temporada reprodutiva de 2009/2010.

Variáveis	n	Média	Desvio Padrão	Valor Mínimo	Valor Máximo
CCC (cm)	28	90,63	4,60	75,70	99,50
LCC (cm)	28	82,96	5,20	73,00	94,00
Peso inicial (kg)	10	82,24	10,36	60,40	91,80
Peso final (kg)	10	78,01	9,82	58,0	91,20

A concentração sérica de glicose (Tabela 2) não variou de forma linear para todos os animais ao longo da temporada. No entanto, houve uma tendência à redução dos níveis glicêmicos. Apesar da glicose ser considerada uma das fontes energéticas mais importantes, não é um indicador expressivo do estado nutricional dos indivíduos. O controle homeostático hormonal realizado pelo organismo se sobrepõe, muitas vezes, a alterações que a dieta possa causar sobre a glicemia. Além disso, o estresse causa variações expressivas na glicemia, portanto, o excesso de manipulação do animal no momento da coleta pode gerar um quadro de hiperglicemia iatrogênica.

As concentrações séricas de triglicerídeos (Tabela 2) no início da temporada de desova encontravam-se elevadas na maior parte das fêmeas analisadas. Foi possível observar uma diminuição gradativa nestas concentrações ao longo do período reprodutivo, atingindo o pico mínimo ao término da temporada. Isto significa que as fêmeas iniciam a temporada de desova com boa condição corpórea adquirida previamente nas áreas de alimentação. Ao longo do período, os triglicerídeos vão sendo degradados a ácidos graxos e glicerol. Os ácidos graxos são utilizados como fonte de energia, especialmente no tecido muscular, reduzindo a demanda orgânica por glicose. O glicerol por sua vez, pode formar uma pequena quantidade de glicose, porém, a maior parte é gerada a partir dos aminoácidos provenientes da proteólise.

Tabela 2. Valores referentes ao peso e às concentrações séricas de uréia e de proteínas totais, glicose e triglicerídeos de fêmeas de *E. imbricata* ao longo da temporada reprodutiva de 2009/2010. Triglicerídeos

Animais	Coletas	Peso (kg)	Ureia (mg/dL)	Prot. totais (g/dL)	Glicose (mg/dL)	Triglicerídeos (mg/dL)
1	1ª	73,2	18	5,1	105	982
	2ª	75,2	26	6,4	108	906
	3ª	69,6	37	4,1	90	847
2	1ª	93.3	23	6,2	113	1352
	2ª	90	28	5,6	103	1000
	3ª	87	31	5,3	111	887
	4ª	85,6	34	5,0	106	819
	5ª	82,2	36	4,8	103	752
	6ª	79,5	38	4,6	94	448
3	1ª	89,4	20	5,7	115	1536
	2ª	88,4	23	5,3	103	1389
	3ª	88,2	24	5,2	73	1262
	4ª	85	29	4,7	70	1112
	5ª	85,6	30	4,8	87	989
4	1ª	93,8	19	5,8	130	1063
	2ª	89,2	26	5,1	122	1049
	3ª	86,2	29	4,8	105	899
	4ª	89,4	30	4,9	128	899
	5ª	80,4	35	4,4	104	405
5	1ª	80	21	4,9	126	1222
	2ª	79,2	24	4,6	88	1123
	3ª	78	26	4,4	83	1040
6	1ª	85	21	4,6	116	883
	2ª	83,8	27	3,8	106	799
	3ª	81,6	29	3,6	96	685
7	1ª	73,2	20	4,7	121	1124
	2ª	70,8	26	4,1	119	1027
	3ª	69,6	28	3,9	92	981
8	1ª	73,2	20	4,7	130	731
	2ª	70,8	26	4,1	90	620
9	1ª	79,8	21	4,7	108	738
	2ª	78,6	26	4,2	96	226
10	1ª	60,4	19	4,6	124	742
	2ª	58	23	4,3	100	655
11	1ª	91,8	18	5,3	130	1142
	2ª	91,2	24	4,7	119	861
12	1ª	90,2	29	5,2	119	720
	2ª	86,6	34	4,8	101	575

Em resumo pode-se concluir que a população de fêmeas de *E. imbricata* avaliada no presente estudo apresentou um quadro de hipofagia ou afagia durante a temporada de nidação. Os parâmetros bioquímicos analisados indicaram um processo catabólico que foi confirmado pela redução no índice de massa corpórea da maior parte dos animais ao término do período reprodutivo.

Agradecimentos/Financiadores

Agradecemos a CAPES pelo auxílio financeiro. O Projeto Tamar, programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente (MMA) do Brasil, filiado ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/MMA), é co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobrás.

Referências Bibliográficas

Chan, E.H., e H.C. Liew. 1999. Hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata* nesting on Redang Island, Malaysia, from 1993-1997. *Chelonian Conservation and Biology* 3:326-329.

Hamann, M., T.S. Jessop, C.J. Limpus, e J.M. Whittier. 2002. Interactions among endocrinology, seasonal reproductive cycles and the nesting biology of the female green sea turtle. *Marine Biology* 140:823-830.

Hamann, M., C.J. Limpus, e J.M. Whittier. 2003. Seasonal variation in plasma catecholamines and adipose tissue lipolysis in adult female green sea turtles (*Chelonia mydas*). *General and Comparative Endocrinology* 130:308-316.

Hays, G.C., P. Luschi, F. Papi, C. Del Seppia, e R. Marsh. 1999. Changes in behaviour during the internesting period and postnesting migration for Ascension Island green turtles. *Marine Ecology Progress Series* 189:263-273.

Tucker, A.D., e M.A. Read. 2001. Frequency of foraging by gravid green turtles (*Chelonia mydas*) at Raine Island, Great Barrier Reef. *Journal of Herpetology* 35:500-503.

TELEMETRIA POR SATÉLITE DE UM MACHO ADULTO DE TARTARUGA-CABEÇUDA *Caretta caretta* NO LITORAL SUL DO BRASIL

Daphne W. Goldberg[1,2], Juçara Wanderlinde[1], Mariana de K. Britto[3], Danielle S. Monteiro[4], Camila T. Cegoni[1], Fernando N. Fiedler[5], Yonat Swimmer[6], e Gustavo D. Stahelin[1]

[1] Fundação Pró-Tamar, CP5098 Florianópolis SC, 88040-970. (daphne@tamar.org.br).
[2] Departamento de Bioquímica, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Av. 28 de setembro 87, 4º Andar, Vila Isabel, Rio de janeiro RJ, 20551-030.

[3] Fundação Pró-Tamar, Rua Antonio Athanasio da Silva 273, Itaguá, Ubatuba SP 11680-000.

[4] Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental–NEMA, Rua Maria Araújo 450, Cassino, Rio Grande RS, 96207-480.

[5] Fundação Pró-Tamar, Av. Ministro Victor Konder 374 Centro, Itajaí SC, 88301-700.

[6] US NOAA Fisheries, Pacific Islands Fisheries Science Center, 2570 Dole Street, Honolulu, Hawaii 96822, USA.

Palavras chave: *Caretta caretta*, telemetria, alimentação, migração, Rio Grande do Sul.

Introdução

Tartarugas-cabeçudas (*Caretta caretta*) encontram-se amplamente distribuídas em áreas temperadas, tropicais e subtropicais de ambos os hemisférios. Habitam estuários e plataformas continentais distribuídas ao longo da costa dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico (Ehrhart *et al.* 1991).

Na costa brasileira, as áreas de reprodução de *C. caretta* se estendem desde o litoral norte do Rio de Janeiro, até Sergipe (Marcovaldi e Chaloupka 2007). Informações sobre áreas de alimentação desta espécie no Brasil, no entanto, ainda são escassas. Marcovaldi *et al.* (2010) através de dados de telemetria , sugerem o litoral do Ceará como área de alimentação e descanso para fêmeas adultas que desovam na Bahia. O litoral do Rio Grande do Sul também é indicado como área de alimentação de indivíduos juvenis e adultos de *C. caretta*, com base no grande número anual de encalhes nos meses de primavera e verão (Monteiro *et al*. 2006) e nos dados sobre a dieta destes animais (Barros 2010).

A maioria dos estudos envolvendo telemetria de tartarugas marinhas utiliza fêmeas ou indivíduos juvenis, pela facilidade de acesso a estes animais. Há poucos dados na literatura sobre rotas migratórias e áreas preferenciais de uso para indivíduos adultos do sexo masculino.

Este trabalho visa descrever o deslocamento de um macho adulto de *C. caretta* no período não reprodutivo e apresentar inferências sobre uma provável área de alimentação desta espécie no sul do Brasil.

Metodologia

No dia 01/11/2010 um macho de tartaruga-cabeçuda com 98 kg, 98 cm de CCC e 82 cm de LCC, foi encontrado encalhado no município de Araquari/SC (26,45ºS; 48,60ºW). O animal expelia pela cloaca uma linha de nylon monofilamento 0,60, semelhante à utilizada por pescarias de espinhel. Radiografias confirmaram a presença de um anzol na região distal do esôfago cervical, que foi removido cirurgicamente e classificado como J 5/0, sem *offset*.

O macho foi marcado e um transmissor via satélite modelo *SPOT5* (*Wildlife Computers*) foi fixado sobre a sua carapaça com resina e polímero reforçado com fibra de vidro.

As transmissões foram processadas pelo sistema ARGOS para as informações de localização geográfica. As posições com maior acurácia (location classes [LC] 3, 2, 1, 0, A e B) foram usadas para reconstruir as rotas. As posições com LC Z e as demais que caíram em terra ou em áreas oceânicas muito afastadas foram excluídas manualmente das análises. Com o intuito de identificar as áreas com maior intensidade de uso pelo animal, foi realizada a análise de densidade de Kernel (Lucambio 2006). Os pontos de localização foram plotados no software ArcGIS 9.3 e através da ferramenta *Hawths Analysis Tools* foram determinadas as áreas com 25% e 50% de uso (Figs. 1A e 1B).

Resultados e Discussão

No dia 18/12/2010 a tartaruga foi liberada na Praia da Barra da Lagoa/SC (27,571ºS; 48,427ºW). Ela migrou em direção ao extremo sul do país, percorrendo 1279 km em 17 dias (velocidade média de 3,13 km/h). O deslocamento se deu ao longo da plataforma continental, em profundidades que variaram entre 3 e 50 m (Fig. 1A).

A cerca de 80 km ao sul de Rio Grande (32,618ºS; 52,013ºW), o indivíduo passou a utilizar uma área mais restrita, com aproximadamente 9917 km^2, onde permaneceu por 123 dias. Durante este período, reduziu sua velocidade média para 1,6 km/h, realizando pequenos deslocamentos a menos de 25 m de profundidade. Estas características sugerem que a tartaruga se encontrava em atividade alimentar. A área utilizada possui fundo predominantemente arenoso e com a ocorrência de pelo menos 94 espécies de macroinvertebrados bentônicos, incluindo o ermitão *Loxopagurus loxochelis* (Capítoli e Bemvenuti 2004), que aparenta ser o principal item da dieta de *C. caretta* no sul do RS, com ocorrência em 53,3% dos 45 indivíduos amostrados entre 2007 e 2009, sendo também a presa com maior volume relativo e contribuição numérica (Barros 2010).

De acordo com Hopkins-Murphy *et al.* (2003), áreas de alimentação para *C. caretta* imaturas e adultas na fase nerítica localizam-se essencialmente sobre a plataforma continental. Shoop e Kenney (1992) observaram que tartarugas-cabeçudas tendem a permanecer em profundidades inferiores a 200 m, sendo geralmente observadas a menos de 60 m. Esta espécie apresenta uma dieta carnívora durante toda a sua vida (Bjorndal 1997). Nos estágios iniciais e na fase juvenil são epipelágicas e habitam zonas oceânicas, se alimentando na maior parte do tempo nos cinco primeiros metros da coluna d'água, já em estágios de juvenil avançado e adulto se tornam neríticas e se alimentam principalmente no fundo (Bolten 2003).

No RS, a dieta de *C. caretta* na fase nerítica, com CCC médio de 71,3 cm (n = 45) foi composta principalmente por crustáceos e moluscos bentônicos (Barros 2010), os quais estão distribuídos em profundidades de 11 a 75 m (Capítoli e Bemvenuti 2004). A plataforma continental nesta região apresenta alta produtividade primária, devido principalmente a proximidade da Convergência Subtropical, formada pela corrente do Brasil e pelo ramo costeiro da corrente das Malvinas. A alta produtividade faz da região um local de reprodução, desenvolvimento e alimentação de inúmeras espécies (Odebrecht e Garcia 1998).

Com base nas informações sobre a região e nos dados obtidos através do transmissor via satélite, podemos sugerir que tartarugas-cabeçudas adultas utilizam o litoral do RS para se alimentar. A área já havia sido descrita como importante sítio de alimentação de juvenis/subadultos (Marcovaldi e Chaloupka 2007) e de adultos de *C. caretta* (Monteiro *et al*. 2006).

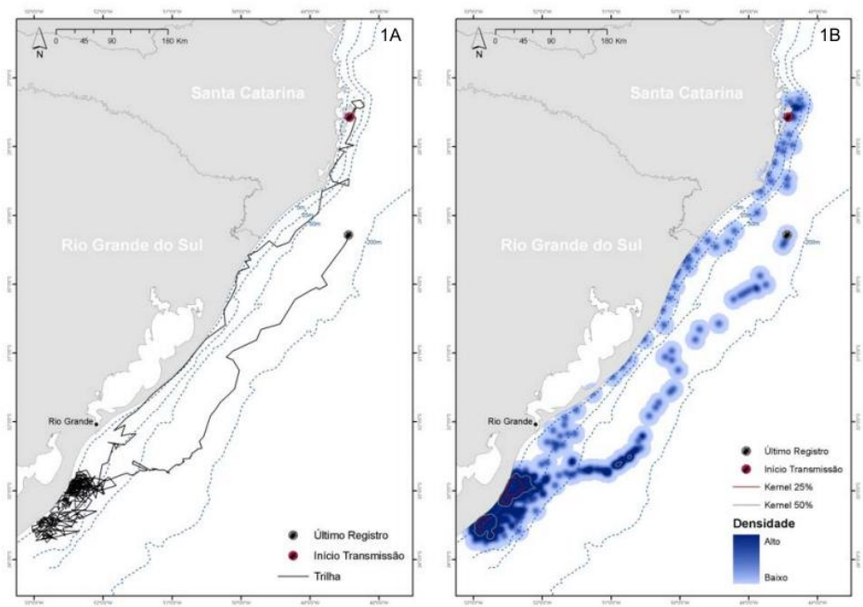


Figura 1A. Rota migratória do macho de *Caretta caretta* no sul do Brasil. **Figura 1B.** Análise de Kernel indicando as áreas com maior intensidade de uso pelo macho de *C. caretta*.

Após permanecer cerca de 4 meses no extremo sul do Brasil, no dia 09/05/2011 o macho começou a se deslocar em direção norte, percorrendo 651 km até o dia 30/07/2011. É possível que ele tenha iniciado a migração para uma área reprodutiva no litoral do sudeste ou nordeste do Brasil. Outro fato que corrobora a idéia de migração reprodutiva é o período em que o indivíduo iniciou o deslocamento, uma vez que as temporadas de desova no Brasil concentram-se entre setembro e fevereiro (Marcovaldi e Chaloupka 2007).

Agradecimentos/Financiadores

Gostaríamos de agradecer ao NOAA (National Oceanic Atmospheric Administration) por ceder o transmissor. O Projeto Tamar, programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente (MMA) do Brasil, filiado ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio/MMA), é co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobrás.

Referências Bibliográficas

Barros, J.A. 2010. *Alimentação da tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) em habitat oceânico e nerítico no sul do Brasil: composição, aspectos nutricionais e resíduos sólidos antropogênicos*. Dissertação de Mestrado, FURG, Rio Grande.

Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. Páginas 199-231 in Lutz, P.L. e J.A. Musick (Eds.). *The biology of sea turtles*. CRC Press, Boca Raton, Flórida.

Bolten, A.B. 2003. Active swimmers – passive drifters. Páginas 63-78 in Bolten, A.B., e B.E. Witherington (Eds.). *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Institution.

Capítoli, R.R., e C. Bemvenuti. 2004. Distribuição batimétrica e variações de diversidade dos macroinvertebrados bentônicos da plataforma continental e talude superior no extremo sul do Brasil. *Atlântica* 26:27-43.

Ehrhart, L.M., K.A. Bjorndal, T.A. Henwood, B.A. Schroeder, S.R. Murphy, e E.E. Possardt. 1991. *Recovery Plan for U.S. Population of Loggerhead Turtle*. National Marine Fisheries Service, Washington, D.C.

Hopkins-Murphy, S.R., D.W. Owens, e T.M. Murphy 2003. Ecology of immature loggerheads on foraging grounds and adults in internesting habitat in the eastern US. Páginas 79-92 in Bolten A.B. e B.E. Witherington (Eds.). *Loggerhead sea turtles*. Smithsonian Institution, Washington.

Lucambio, F. 2006. *Estimador Kernel da função de densidade*. Departamento de Estatística, UFPR.

Marcovaldi, M.A., e M. Chaloupka. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research* 3:133-143.

Marcovaldi, M.A., G.G. Lopez, L.S. Soares, E.H.S.M. Lima, J.C.A. Thomé, e A.P. Almeida. 2010. Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in Northeastern Brazil. *Endangered Species Research* 12:263-272.

Monteiro, D.S., L. Bugoni, e S.C. Estima. 2006. Strandings and sea turtle fisheries interactions along the coast of Rio Grande do Sul State, Brazil. In: Book of Abstracts of 66th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. International Sea Turtle Society, Athens, Greece.

Odebrecht, C., e V.M.T. Garcia. 1998. Fitoplâncton. Páginas 117-121 in Seeliger, U., C. Odebrecht, e J.P. Castello (Eds.). *Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil*. Ecoscientia, Rio Grande.

Shoop, C.R., e R.D. Kenney. 1992. Seasonal distribution and abundance of loggerhead and leatherback sea turtles in waters of the northeastern United States. *Herpetological Monographs* 6:43-67.

ACÕES DE DIFUSÃO DOS ANZÓIS CIRCULARES COMO MEDIDA MITIGADORA NA FROTA ESPINHELEIRA DE ITAIPAVA/ES

Nilamon de O. L. Júnior[1], Guilherme D. do Carmo[2], Bruno de B. Giffoni[3], Fernando N. Fiedler[4], e Gilberto Sales[5]

[1] Centro Tamar-ICMBio, Av. Paulino Muller 1111, Jucutuquara, Vitória-ES, 29040-715.

(nilamon@tamar.org.br).

[2] (dilly.guilherme@gmail.com).

[3] (bruno@tamar.org.br).

[4] (fnfiedler@tamar.org.br).

[5] (gilsales@tamar.org.br).

Palavras-chave: Projeto Tamar, tartarugas marinhas, captura incidental, Brasil.

Introdução

A modalidade de pesca de linha praticada com a utilização de espinhéis é responsável por grande parte das capturas incidentais de tartarugas marinhas em todos os oceanos do mundo. O impacto destas capturas ainda é pouco dimensionado, pois boa parte das tartarugas capturadas é devolvida ao mar ainda com vida pelos pescadores e a taxa de sobrevivência destes indivíduos após a soltura é desconhecida. A preocupação a respeito dos impactos ambientais e econômicos causados por essa captura incidental tem levado tanto pesquisadores como representantes do setor pesqueiro a buscar alternativas de mitigação. Entre as diversas medidas propostas, a utilização de anzóis circulares se destaca como uma das principais. No Brasil, o Projeto Tamar conduziu um experimento de teste com anzóis circulares 18/0 10° offset, com resultados positivos em relação à diminuição das capturas incidentais de tartarugas marinhas e pouca interferência na captura das espécies-alvo (Sales *et al.* 2010).

No estado do Espírito Santo, a pesca de dourado (*Coryphaena hippurus*), atuns (*Thunnus* spp.) e afins, com a utilização de espinheis é praticada principalmente pela frota da localidade de Itaipava, município de Itapemirim, região sul do estado.

Este trabalho tem o objetivo de relatar a ação de difusão de algumas medidas mitigadoras recomendadas para as tartarugas marinhas junto à frota de Itaipava e uma avaliação posterior dos resultados obtidos nesta ação.

Metodologia

Em fevereiro de 2011, o Projeto Tamar realizou um evento de difusão dos anzóis circulares 18/0 10° offset no porto de Itaipava/ES. Esse trabalho foi realizado durante dois dias em um estande montado na praia, em frente ao porto de atracação da frota com a exposição de cartazes com os resultados dos testes realizados; demonstração de equipamentos de manejo de tartarugas a bordo (desenganchadores de anzóis e cortadores de linha) e distribuição de amostras aos mestres das embarcações.

Ao todo 53 mestres receberam entre 50 e 100 anzóis circulares para equipar seus aparelhos de pesca. Durante esta ação foram negociados 2 embarques de observadores de bordo, onde os mestres receberam amostras dos anzóis e um kit composto de desenganchador de anzol e cortador de linha.

A partir de julho de 2011 foram realizadas diversas visitas à comunidade, onde se buscou as opiniões dos pescadores a respeito do anzol circular. Foram entrevistados 38 mestres através de um questionário dirigido, com perguntas relacionadas à utilização dos anzóis circulares na frota, tais como se eles receberam as amostras de anzóis distribuídas no evento de difusão; se já utilizaram o anzol circular em algum momento e em que tipo de espinhel; qual a opinião sobre esse tipo de anzol; qual o tamanho ideal este deve ter; se o anzol é eficiente na captura das espécies-alvo e também para evitar a captura de tartarugas marinhas; se o anzol é encontrado no mercado para compra e sob que condições; se eles utilizariam o anzol circular e quais as sugestões dos mestres para tornar viável a utilização dos anzóis na frota linheira.

Durante o questionário foi utilizado o guia de anzóis desenvolvido pelo Secretariado da Comunidade do Pacífico (SPC 2009) para a consulta dos pescadores sobre os tamanhos de anzol mais adequados.

Resultados e Discussão

Dos pescadores entrevistados, 42% (n = 16) receberam amostras do anzol circular na campanha de difusão e 82% deles (n = 31) disseram já ter utilizado algum tipo de anzol circular em algum momento em três diferentes tipos de espinhel utilizados pela frota (Fig. 1). Quanto ao tipo de espinhel onde os pescadores já utilizaram o anzol circular, 30% (n = 12) citaram o espinhel de fundo para a pesca principalmente de serranídeos e lutjanídeos, 27% (n = 11) o de dourado e 25% (n = 10) o de Meca (*Xiphias gladius*) (Fig. 1).

Entre os tamanhos de anzol circular considerados mais adequados pelos pescadores, foram citados os tamanhos entre 11/0 e 15/0, com preferência pelos tamanhos 14/0 citado por 29% (n = 17) dos entrevistados e 12/0 citado por 25% (n = 15) dos entrevistados. O tamanho 15/0 foi citado por 22% (n = 10) dos entrevistados, seguido do tamanho 13/0 com 17% (n = 10) e do tamanho 11/0 com 7% (n = 4) (Fig. 1). De maneira geral observou-se que os pescadores que costumam atuar mais com o espinhel de Meca preferiram os anzóis de tamanho maior (14/0 a 15/0) e os pescadores que atuam mais com os espinheis de fundo e de dourado os tamanhos entre 11/0 e 13/0. Quanto à disponibilidade dos anzóis circulares no mercado, 57% (n = 21) dos pescadores dizem que encontram esse tipo de anzol para compra e 43% (n = 16) disseram que o anzol não é facilmente encontrado no mercado (Fig. 2).

Quanto à captura das espécies-alvo, na opinião de 63% (n = 24) dos pescadores o anzol circular tem a mesma eficiência na captura que o anzol J, 18% (n = 7) disseram que o anzol captura mais peixes, 5% (n = 2) disseram que o anzol captura menos e 14% (n = 5) não conhecem ou nunca usaram o anzol circular (Fig. 2). Foi observado por vários pescadores que os anzóis circulares são mais adequados a pesca com espinheis de meca e de fundo.

Para as tartarugas, 45% (n = 17) dos pescadores acham que o anzol circular evita sua captura, 42% (n = 16) acham que a quantidade de tartarugas capturada é igual com os dois tipos de anzol e 13% (n = 5) não opinaram (Fig. 2). Além disso, alguns pescadores também disseram que com o anzol circular as tartarugas são mais capturadas pelas nadadeiras. Quando perguntados sobre se utilizariam ou não os anzóis circulares em seus aparelhos de pesca a maioria dos pecadores entrevistados (87%; n = 33) disseram que sim (Fig. 2).

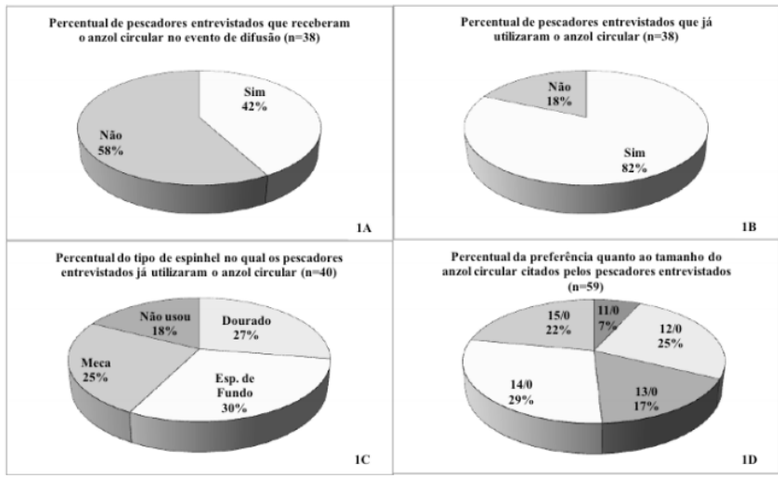


Figura 1. Resposta dos pescadores entrevistados ao questionário quanto a quantidade de pescadores entrevistados que receberam amostras dos anzóis circulares (1a), a quantidade de de pescadores que já utilizaram o anzol circular em algum momento (1b), em qual aparelho de pesca o anzol circular já foi utilizado (1c) e a opinião sobre o tamanho adequado para o anzol circular na pesca de espinhel (1d).

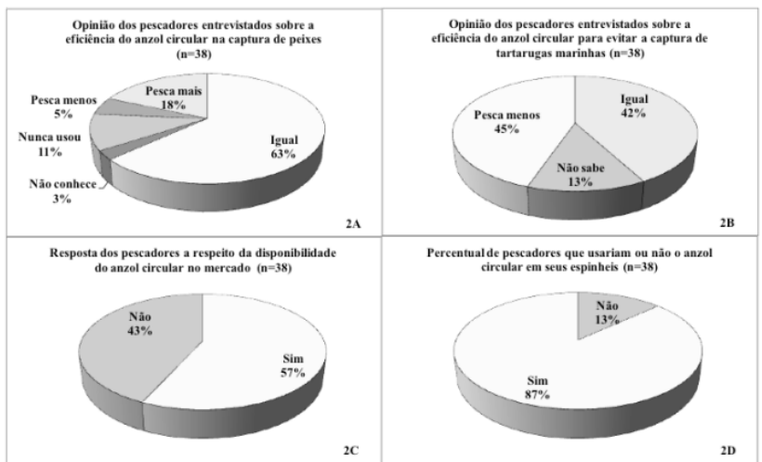


Figura 2. Resposta dos pescadores entrevistados ao questionário quanto a eficiência dos anzóis circulares na captura das espécies alvo (1a), a eficiência dos anzóis circulares para evitar a captura de tartarugas marinhas (1b), a disponibilidade do anzol circular no mercado para compra (1c) e o percentual de pescadores que usariam ou não os anzóis circulares (1d).

Os pescadores de Itaipava, de maneira geral sempre demonstraram bastante interesse em utilizar novas técnicas que possam diminuir a captura incidental das tartarugas e aves marinhas, pois a presença destes animais reduz a captura das espécies alvo e pode danificar o aparelho de pesca. Embora a maioria dos pescadores entrevistados já conheça e até mesmo já tenha utilizado o anzol circular em seus aparelhos, a frota linheira continua optando pela utilização do anzol J em seus aparelhos de pesca. Talvez por um hábito cultural, mas que pode ser explicado também pela baixa disponibilidade de anzóis circulares no mercado, pois embora a maior parte dos pescadores (57%; n = 21) tenha dito encontrar este tipo de anzol para compra, muitos citaram que os anzóis disponíveis são de baixa qualidade e tem maior preço.

Em complemento as opiniões positivas sobre o anzol circular, muitos pescadores tiveram restrições quanto a sua utilização principalmente nos espinheis para a pesca do dourado. Este aparelho de pesca utiliza anzóis J de menor tamanho (13 ou 14) muitas vezes com isca viva e os pescadores argumentaram que o anzol circular dificultaria a iscagem e também a sobrevivência das iscas nestes casos. Como esse tipo de espinhel tem uma operação de lançamento muito mais acelerada do que os outros, os pescadores se mostraram reticentes quanto à utilização de um tipo de anzol que dificultaria a colocação das iscas, reduzindo a velocidade de lançamento, porém, muitos pescadores sugeriram a realização de testes com esse tipo de anzol nos espinheis de dourado pra tentar adequá-lo ao aparelho.

Devido às características peculiares da frota de Itaipava, que opera com modelos de espinhel específicos e diferentes do restante da frota nacional (Stein 2006), é necessária a condução de novos testes com esse tipo de medida mitigadora, principalmente no espinhel de dourado, onde os pescadores relataram maior dificuldade de implantação desta medida.

Referências Bibliográficas

Sales, G., B.B. Giffoni, F.N. Fiedler, V.G. Azevedo, J.E. Kotas, Y. Swimmer, e L. Bugoni. 2010. Circle hook effectiveness for the mitigation of sea turtle bycatch and capture of target species in a Brazilian pelagic longline fishery. Aquatic Conservation, Marine and Freshwater Ecosystems 20:428-436.

Secretariat of the Pacific Community, 2009. Longline terminal gear identification guide. I. Longlines (Fishery equipment) – Handbooks, manuals, etc. ISBN 978-982-00-0374-3.

Stein, C.E. 2006. *Dinâmica da frota linheira de Itaipava*. Monografia (Graduação) - Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, UFES, Vitória, ES.

Título do Resumo: Análise da decomposição de Chelonia mydas em ambiente marinho
Autores: José Carlos Rocha Júnior, Luciana Franco Verissimo e Paulo Lara
Grupo Taxonômico: Répteis - Quelônios
Área de Estudo: Métodos/Técnicas
Formato do Trabalho: Painel
Palavras-chave: tartaruga marinha, carcaça, decomposição, encalhe, flutuabilidade

Muitos são os registros de encalhes de tartarugas marinhas mortas nas praias brasileiras. Este fato ocorre em diversas áreas, seja em locais de reprodução, alimentação ou migração. Em alguns casos estes animais morrem longe da costa, e são trazidos a praia pela ação das marés. Quando uma tartaruga marinha é encontrada morta na praia, a primeira preocupação é a causa da morte deste animal, principalmente se foi causada por algum fator antropogênico. São escassas as informações referente ao que ocorre com as carcaças de tartarugas após a morte em ambiente marinho, sendo assim raramente sabe-se há quanto tempo o animal esta morto. Estudos de decomposição podem auxiliar a predizer este tempo de morte, e correlacionando com os ventos e as marés, saber a qual distância aproximada o animal veio a morrer, obtendo assim importantes informações referente ao habitat e rotas migratórias utilizadas. Este estudo foi realizado na Praia do Forte, litoral norte da Bahia. Uma tartaruga-verde (Chelonia mydas) juvenil foi submetida ao processo de decomposição natural em ambiente marinho. O espécime foi acondicionado em uma cerca de plástico maleável, na qual estava preso a uma bóia por uma corda de aproximadamente 15 metros, em uma profundidade de 20 metros. Saídas para acompanhamento da decomposição foram realizadas diariamente com um barco inflável. Eram anotadas todas as alterações visualizadas no animal, se havia algum tipo de organismo associado e também a flutuabilidade da carcaça. Quando a carcaça estava emersa foi considerada flutuabilidade positiva, quando encontrada submersa a flutuabilidade foi considerada negativa. O experimento durou 12 dias, tendo desaparecido quase 100% do animal. As primeiras alterações ocorreram na cabeça e pescoço, sendo que ao sétimo dia a tartaruga não apresentava a cabeça, apenas parte do pescoço. As nadadeiras também sofreram rápida decomposição, sendo o início observado ao segundo dia. A decomposição destas iniciou-se com o desprendimento das placas, seguido da pele e então a perda das extremidades. Ao nono dia as nadadeiras não estavam presentes, sendo até mesmo os úmeros desprendidos da carcaça. A carapaça e o plastrão apresentaram tempos de decomposição semelhantes. Sendo que ao final do experimento apenas parte da carapaça estava presente, porém sem o plastrão. Ao final de doze dias a carapaça apresentava apenas alguns ossos centrais e poucas vísceras associadas. A cloaca foi à região que iniciou a decomposição mais tarde, apenas soltando pouca pele do terceiro ao sexto dia. Porém ao oitavo dia restava apenas 50% e ao nono dia havia desaparecido por completo. Em relação à flutuabilidade, permaneceu positiva até o décimo dia, sendo que nos dois últimos a flutuabilidade foi negativa. Foram encontrados peixes associados à carcaça, sendo uma rêmora, alguns sargentinhos (Abudefduf saxatilis) e outros peixes menores. Não foram coletados dados referentes a pluviosidade, condições climáticas, temperatura do ar e

"NEM TUDO QUE CAI NA REDE É PEIXE"

Eduardo H. S. M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1], Carolina de Souza Jorge[2], e Agueda Maria Garcia Coelho[3]

[1] Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas – Pró-TAMAR. Acesso Projeto TAMAR, 151, 62592-000. (eduardo.lima@tamar.org.br).

[2] CTA – Serviços em Meio Ambiente LTDA. Av. Saturnino Rangel Mauro, 283, Vitoria, ES. 29.072-030. (carolina.jorge@cta-es.com.br).

[3] IBAMA –Núcleo de Educação Ambiental/Representação Ceará. Visconde do Rio Branco, 3900, Bairro de Fátima, 60.055-172. (agueda.coelho@ibama.gov.br).

Palavras-chave: envolvimento comunitário, educação ambiental, sensibilização, conservação, tartarugas marinhas.

Introdução

A costa do estado do Ceará é uma área de alimentação para as cinco espécies de tartarugas marinhas registradas no Brasil: a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*), tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*), tartaruga-de-couro (*Dermochelys coriacea*) e tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*) (Marcovaldi 1993; Melo *et al.* 2010). Desde 1992, o Projeto TAMAR-ICMbio mantém uma base na Praia de Almofala (02°93' 77"S, 39°81'38"W), litoral oeste do Ceará. A base é voltada para proteção das tartarugas marinhas.

Ao longo do litoral cearense, fatores como encalhes de tartarugas marinhas vivas e mortas associados a um antigo hábito dos pescadores de se alimentar e comercializar carne de tartaruga marinha tem causado preocupação ao Projeto TAMAR. Alguns indivíduos têm sido capturados incidentalmente em pescarias regionais como currais de pesca e redes de espera para lagosta. Esta ultima pescaria tem apresentado forte interação com tartarugas marinhas (Lima *et al.* 2010), levando o TAMAR a organizar uma campanha sensibilizante dos atores da pesca regional sobre a importância das tartarugas para o ecossistema e sua preservação.

O presente trabalho apresenta dados gerais sobre o desenvolvimento da Campanha "Nem Tudo que Cai na rede é Peixe", visando divulgar as ações que minimizem o esforço de pesca sobre as tartarugas.

Organização da Campanha

A Campanha "Nem Tudo que Cai na rede é Peixe" foi desenvolvida em nove municípios do litoral cearense durante os anos 2009-2010. De leste a oeste, os municípios foram: Icapuí, Aracati, Beberibe, Cascavel, Fortaleza, Trairí, Itarema, Acaraú e Camocim (Fig. 1). A escolha dos municípios foi feita a partir de levantamentos realizados junto ao Setor de Denúncias do IBAMA – Representação Ceará onde indicava um maior número de denuncias de captura e comercialização de carne de tartaruga marinha e através de avaliações do banco de dados do Projeto TAMAR.

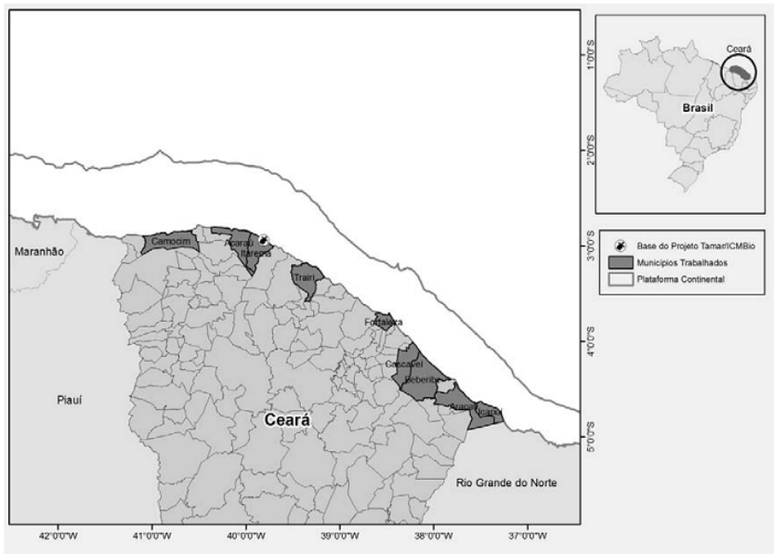


Figura 1. Mapa do Litoral do Ceará, Brasil destacando os municípios trabalhados pelo Projeto TAMAR-ICMBio.

O principal foco da campanha foi a divulgação do Protocolo de Reanimação de Tartarugas Marinhas, sendo também realizadas outras atividades como: exposições em reuniões com presidentes de colônias de pesca, pescadores e lideranças comunitárias, escolas municipais e particulares, oficinas de pesca, entre outros atores. A exposição "Conhecendo as Tartarugas Marinhas" e "Extinção é para sempre", permitiram informar sobre diversos aspectos da biologia e pesca das tartarugas marinhas e outras espécies da fauna marinha. As exposições foram realizadas em todas as atividades como forma de chamar a atenção dos participantes para a questão da pesca predatória e de aspectos biológicos das tartarugas marinhas. Também nas exposições foram distribuídos folders, cartazes e camisetas alusivas a campanha para pescadores seus familiares.

Um aspecto importante na Campanha foi formação de parcerias com Organizações Não Governamentais (ONGs) e Prefeituras Municipais para apoio no processo de coleta de informações sobre as tartarugas encalhadas vivas, mortas ou capturadas acidentalmente em pescarias locais formando uma Rede de Encalhes de Tartarugas Marinhas. A formação de parceria e a coleta sistemática de dados, a médio e longo prazo pode trazer informações uteis para melhorar os aspectos de conservação através da identificação de fontes de mortalidade, documentação de locais de interação negativa homem/tartaruga e servir de base para tomadas de decisões de manejo (Shaver e Teas 2000).

Todas as atividades foram registradas através de lista de frequência dos participantes, tomadas fotográficas e imprensa (Tabela 1).

Tabela 1. Total de atividades realizadas e de atores trabalhados nos anos de 2009 e 2010, durante a realização da Campanha "Nem tudo que Cai na Rede é Peixe" no litoral do Ceará, Brasil.

Atividade Realizada	2009	2010	Pessoas Atingidas
1. Reuniões com pescadores e lideranças comunitárias	14	19	882
2. Divulgação na Imprensa local, Nacional e Internet	8	13	(sem estimativa)
3. Divulgação em Escolas	19	19	4.954
4. Exposições sobre o Tema	37	7	9.402
5. Divulgações Diversas (Centro de Educação)	10.466	12.435	22.901
6. Divulgação do Procedimento de Reanimação de Tartaruga Marinha	77	58	15.238
7. Formação de Parcerias	3	4	25

Desenvolvimento e Impacto da Campanha

No desenvolvimento da Campanha foram percorridos 1.450 km entre os municípios de Icapuí a Camocim (Fig. 1). Em Icapui, Aracati, Beberibe e Cascavel, Itarema e Acaraú o TAMAR realizou as atividades em conjunto com o Núcleo de Educação Ambiental do IBAMA/CE através de Oficinas de Capacitação de Pescadores cujo intuito, era identificar lideranças comunitárias para participar dos Comitês Regionais sobre Pesca Sustentável entre os quais o Comitê Regional da Pescaria da Lagosta. Desta forma foram ministradas palestras, exposições para pescadores e divulgação dos procedimentos para reanimação de tartarugas marinhas desmaiadas. Essa ultima em forma de teatro utilizando-se uma rede de pesca e uma representação de tartaruga marinha em pano, com participação de pescadores no processo de salvamento do animal.

As divulgações na imprensa foram assim distribuídas: nove em canais de TV local e nacional, quatro em revistas regionais, quatro em jornais de grande circulação no estado, três através da internet e radio AM para atingir o publico em massa que não teve acesso direto a campanha.

A campanha foi divulgada nas escolas através de exposições, concursos de redação, gincanas e brincadeiras lúdicas didáticas onde a reanimação de tartarugas era ponto chave. Em todas as escolas trabalhadas as atividades tiveram ótima aceitação por parte dos alunos e professores (Tabela 1).

No Centro de Educação Ambiental do Projeto TAMAR em Almofala a Campanha foi divulgada para todos os que tiveram acesso ao mesmo. As palestras e procedimentos de reanimação foram apresentados para os visitantes, universidades e escolas e um banner com os procedimentos de reabilitação exposto permanentemente. O impacto foi bastante positivo haja vista o interesse das pessoas que tiveram acesso a informação (Tabela 1). Um total de 20 banners em lona foram confeccionados no tamanho 1.00 x 1.20 m com fotografias em alta definição e textos de linguagem acessível para os pescadores e população em geral. Um total de 200 cartazes alusivos a campanha foram afixados em mercados públicos, comércios e escolas, ou seja, locais de grande circulação de pessoas. Foram confeccionados 5.000 folders e 500 camisas que foram distribuídas a pescadores, escolas, autoridades, instituições de meio ambiente e parceiros.

Durante a realização da campanha foram formadas sete parcerias com Prefeituras, CETAS-IBAMA e ONGs atuantes no litoral do Ceará para a possível coleta de informação e apoio nos trabalhos de resgate das tartarugas marinhas encalhadas. Na oportunidade foram realizados treinamentos de como proceder no caso de encalhes de animais vivos e mortos, coleta de dados e também procedimentos para o caso de tartarugas desmaiadas (Tabela 1).

Os dados apresentados mostram que a promoção de campanhas educativas são importantes quando se pretende atingir atores em variados níveis entendimento e formação. Verificamos durante o desenvolvimento da Campanha "Nem tudo que cai na rede é peixe" que as comunidades da costa cearense possuem certo conhecimento de leis que protegem esses animais, mas continuam utilizando o recuso de forma indiscriminada principalmente no que diz respeito ao consumo de carne. Sugerimos o estabelecimento de campanhas educativas permanentes visando à identificação de zonas problemáticas para a possível implantação de programas voltados para a conservação de tartarugas nessas áreas.

Referencias Bibliográficas

Lima, E.H.S.M., M.T.D. Melo, e P.C.R. Barata. 2010. Incidental Capture of Sea Turtles by the Lobster Fishery off the Ceará Coast, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 128:16-19.

Marcovaldi, M.Â. 1993. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 63:13-14.

Melo, M.T.D., E.H.S.M. Lima, M.P. Silva. 2010. Ocorrências de tartarugas marinhas registradas na área de atuação da base do Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará durante o ano de 2009, in *Resumos do 3º Congresso Brasileiro de Oceanografia*, Rio Grande.

Shaver, D.J., e W.G. Teas. 2000. Redes de recuperación y monitoreo de tortugas varadas. Páginas 174-177 in *Técnicas de investigación y manejo para la conservación de las tortugas marinas*. UICN/CSE. Grupo de Especialista em Tortugas Marinas. Publicatión N°4.

PROGRAMA TAMAR NA ESCOLA - BAHIA, PERNAMBUCO E RIO GRANDE DO NORTE

Gustave LOPEZ, Frederico TOGNIN e Armando J. B. SANTOS

Fundação Pro-TAMAR

guslopez@tamar.org.br; fred@tamar.org.br; e armando@tamar.org.br

RESUMO

Desde sua criação, a estratégia adotada pelo Projeto TAMAR-ICMBio para a conservação das espécies de tartarugas marinhas que ocorrem ao longo da costa e em ilhas oceânicas brasileiras sempre foi baseada no envolvimento comunitário, através de ações de capacitação profissional e atividades de educação ambiental. O Programa "TAMAR na Escola" é uma atividade de educação ambiental desenvolvida pelo Projeto TAMAR em parceria com as escolas públicas das comunidades onde atua, e visa despertar nos participantes um entendimento sobre a importância da conservação do meio ambiente, e em especial das tartarugas marinhas. Os alunos participam de aulas teóricas, realizam atividades artísticas e são avaliados ao longo do programa. Este trabalho compila resultados do Programa "TAMAR na Escola", focando na variação do número de acertos nos pré- e pós-testes aplicados às crianças de escolas públicas da Bahia, Rio Grande do Norte e Pernambuco. Além disso, também são apresentadas percepções acerca das produções artísticas das crianças ao longo do programa.

Palavras-chave: conservação, educação ambiental, tartarugas marinhas, processo educacional

INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas são répteis primitivos cujos ancestrais surgiram na Terra antes dos famosos dinossauros, e sobreviveram a todas as mudanças que ocorreram no planeta e que levaram várias espécies à extinção. Conhecidas como "embaixadoras dos oceanos", habitam todo o cinturão tropical do planeta, e, devido às migrações transoceânicas que realizam, são reconhecidas como recursos compartilhados entre nações, requerendo tratados internacionais multilaterais para sua conservação (CIPCTM. 2001). Por serem animais emblemáticos, são consideradas espécies-bandeira na luta pela conservação marinha, podendo ser exploradas como instrumento de sensibilização pública.

No Brasil, as ações sistemáticas de proteção tiveram início em 1980, quando foi criado o Programa Nacional de Conservação das Tartarugas Marinhas (Projeto TAMAR-ICMBio), iniciado com a realização de um amplo diagnóstico na costa brasileira que culminou no estabelecimento de

bases de proteção e pesquisa (MARCOVALDI, M. A., MARCOVALDI, G. G., 1999). Desde o início, o Projeto TAMAR buscou o envolvimento de moradores locais, parcerias com o governo e sociedade civil, patrocínio de empresas privadas, além da participação de órgãos e instituições, com um objetivo: apoiar e incrementar as ações de conservação das tartarugas marinhas, e, ao mesmo tempo, promover a integração entre as comunidades envolvidas e as ações de conservação. Atualmente existem 23 bases do TAMAR instaladas em pontos estratégicos, que monitoram mais de 1.100 km de praias continentais e em ilhas oceânicas. Mais de 1.200 pessoas estão envolvidas na conservação das tartarugas marinhas e seus ambientes, gerando renda e contribuindo para a melhoria da qualidade de vida das comunidades costeiras (BAPTISTOTTE, C., 2010). Há mais de 30 anos, o Projeto TAMAR trabalha continuamente e de forma consistente na proteção das tartarugas marinhas no Brasil. O envolvimento comunitário e a sensibilização pública, através de programas de educação ambiental e criação de alternativas econômicas, são o alicerce de todo o trabalho do TAMAR, amplamente reconhecido nacional e internacionalmente.

O programa "TAMAR na Escola" é mais uma iniciativa de sensibilização realizada pelo Projeto TAMAR em parceria com escolas públicas das áreas em que atua, com o objetivo de despertar nos alunos interesse e entendimento sobre a importância da conservação marinha. Em cada ano letivo, esta atividade de educação ambiental é realizada com as mesmas séries das escolas contempladas, visando atingir em longo prazo todos os alunos da escola, uma vez que em um dado momento todos vão passar pelas séries selecionadas. As escolas participam do planejamento e definem a distribuição das atividades ao longo do ano letivo. Além disso, cada escola tem liberdade de definir assuntos importantes para sua região, fazendo com que a realidade local também seja enfoque de discussões e trabalhos entre a equipe técnica do Projeto TAMAR, alunos e professores. Neste trabalho serão apresentados os resultados obtidos com este programa em duas regionais do Projeto TAMAR: Bahia e Pernambuco/Rio Grande do Norte.

METODOLOGIA

Os critérios de seleção das escolas públicas para o programa "TAMAR na Escola" variaram entre as bases do TAMAR, de acordo com as realidades locais. No caso da Bahia e Rio Grande do Norte, que abrangem vários municípios, levou-se em consideração características como a proximidade dos bolsões de desova e comunidades menos favorecidas. Em Fernando de Noronha, apenas a Escola Estadual Arquipélago de Fernando de Noronha participou do programa, por ser a única escola da ilha. O tempo de duração de cada aula variou de 50 min a 1 h e 15 min, sendo considerado como complemento das aulas de Biologia ou Educação Ambiental que já são parte do currículo escolar destas escolas.

Regional Bahia – quatro bases de proteção e pesquisa Arembepe (IL), Praia do Forte (PF), Costa do Sauípe (SA) e Sítio do Conde (SC) monitoram 215 km de praias, entre Salvador (13º00'S, 38º27'W) e a divisa com Sergipe (11º27'S, 37º21'W). Nesta área há desovas de quatro das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil: tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta),* tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata)*, tartaruga-verde (*Chelonia mydas)* e tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea).*

Ao longo desta área, foram selecionadas quatro escolas municipais, nos municípios de Mata de São João (Escolas Dr. José Seixas Neto, Açu e São Francisco de Assis), Camaçari (Escola Tancredo Neves) e Sítio do Conde (Escola Eduardo Cavalcanti Lins), sendo atendidas turmas do quarto ao sexto ano do ensino fundamental entre junho e novembro de 2009 e 2010. O programa consiste em quatro visitas em cada turma, com aplicação de testes idênticos, "pré" na primeira aula e "pós" na última, sobre os temas abordados nas aulas (Figura 1A). As aulas são divididas com base em fases do ciclo de vida das tartarugas marinhas e questões de conservação: fase filhote, fase juvenil, reprodução e ameaças. Ao final de cada aula os alunos produzem separadamente desenhos que são usados para montagem, no último encontro, desta vez em grupos (geralmente de quatro alunos), de um painel sobre o ciclo de vida das tartarugas marinhas, que será exposto no Centro de Visitantes do Projeto TAMAR na Praia do Forte ou outro espaço de grande visitação pela comunidade das outras bases da Bahia.

Os testes "pré" e "pós" consistiam em onze questões com duas alternativas cada (sendo apenas uma alternativa correta) e mais três questões sobre impressões pessoais (Figura 1A). Para estas últimas (questões 12,13 e 14), não existem respostas corretas, pois avaliam o interesse dos alunos pela atividade, sendo extraída uma impressão sobre o interesse deles, definida como “positiva” (questão 12 – alternativa “b” e “c”; e questões 13 e 14 – alternativa “c”) ou “negativa” (questão 12 – alternativa “a” e “d”; e questões 13 e 14 – alternativas “a” e “b’). Alunos que não estiveram presentes na aplicação do pré- ou pós-testes foram excluídos das análises.

Regional Pernambuco/Rio Grande do Norte – em Pernambuco, a área de atuação abrange o Arquipélago de Fernando de Noronha (03°50'S, 32°25'W), que é área de reprodução de tartarugas-verdes e área de alimentação para as tartarugas-verdes e de-pente (BELLINI, C., 1996). Na Escola Estadual Arquipélago de Fernando de Noronha foram realizados três circuitos do programa Tamar na Escola ao longo dos anos letivos de 2009, 2010 e 2011, com as quartas e sextas séries.

No Rio Grande do Norte, a base de Pipa (06°13’S, 35°03’W) monitora 39 km de praias entre Natal e a divisa com a Paraíba. Embora a grande maioria dos ninhos seja da tartaruga-de-pente (MARCOVALDI, M. A. et al., 2007), todas as cinco espécies que ocorrem no Brasil (as quatro espécies mencionadas anteriormente e mais a tartaruga-de-couro, *Dermochelys coriacea*) já foram registradas desovando no litoral sul potiguar. Em escolas de três municípios, Natal (Escola São

realizados dois circuitos, em 2010 e 2011, com as quartas e sextas séries.

As quatro primeiras aulas basicamente repetem a metodologia empregada na Bahia, que trabalha as fases da vida de uma tartaruga e questões de conservação, gerando como produto o painel de ciclo de vida produzido em grupo, exposto posteriormente no Centro de Visitantes do Projeto TAMAR. As seis aulas seguintes, distribuídas ao longo do ano letivo, incluem duas saídas a campo, para acompanhar o nascimento dos filhotes, e outra que explora as potencialidades de cada local: em Fernando de Noronha, visita ao mirante dos golfinhos, com uma aula sobre esses mamíferos marinhos; em Natal e Parnamirim, visita ao Centro de Lançamentos da Barreira do Inferno, com aula sobre história aeroespacial brasileira (como o Projeto TAMAR monitora praias no interior da base militar, esta aproximação com o Departamento de Ciência e Tecnologia da Aeronáutica proporciona a oportunidade de apresentar aos alunos o programa aeroespacial brasileiro); e em Tibau do Sul, visita ao Santuário Ecológico de Pipa, com aula sobre a mata-atlântica. Depois das saídas a campo, os alunos participam de uma aula sobre os três Rs (reciclar, reutilizar e reduzir). Por fim, em uma folha em branco, desenham o "painel de visão de mundo", exprimindo suas perspectivas para o futuro daqui 20 anos. Com base na freqüência em que elementos retratados nestes desenhos indicavam coisas positivas, negativas, ou indeterminadas, estes foram classificados como: a) Otimista (exemplos de elementos retratados - coleta seletiva, político honesto, equilíbrio ecológico); b) Pessimista (desmatamento, poluição, favelização); c) Indeterminado (cenários otimistas e pessimistas em paralelo).

Os testes, "pré" e "pós", consistiam em treze questões sobre os conteúdos aplicados nas quatro primeiras aulas, com cinco alternativas cada (sendo apenas uma alternativa correta; Figura 1B). Alunos que não estiveram presentes na aplicação do pré- ou pós-testes foram excluídos das análises.

Analise dos dados – Este trabalho foca na comparação do numero de acertos dos pré- e pós-testes com o objetivo de avaliar se houve aprendizado após a execução das atividades. As variáveis coletadas foram: escola, ano, série, turma, aluno, sexo, número de acertos no pré-teste, e número de acertos no pós-teste. Como os questionários aplicados nas duas regionais foram diferentes, estes dados foram trabalhados separadamente, sem haver comparação entre os resultados. Foram utilizados testes t e análises de variância (Zar, 1996), com nível de significância alfa = 0,05. Programa estatístico: R 2.13.1 (R Development Core Team, 2011).

RESULTADOS

Ambas as regionais – ao final de cada encontro sobre o ciclo de vida das tartarugas marinhas e questões de conservação, cada aluno produziu um desenho sobre cada um dos quatro temas: fase filhote, fase juvenil, reprodução e ameaças às tartarugas marinhas (Figura 2).

Os painéis do ciclo de vida foram produzidos em grupo, colando em cartolina os desenhos feitos individualmente nas aulas anteriores (veja Figura 2) e ainda produzindo novos desenhos complementares (Figura 3A). Posteriormente os painéis foram expostos nos Centros de Visitantes do Projeto TAMAR. Na base de Sítio do Conde, na Bahia, os alunos inovaram fazendo uma pintura coletiva no muro da escola (Figura 3B).

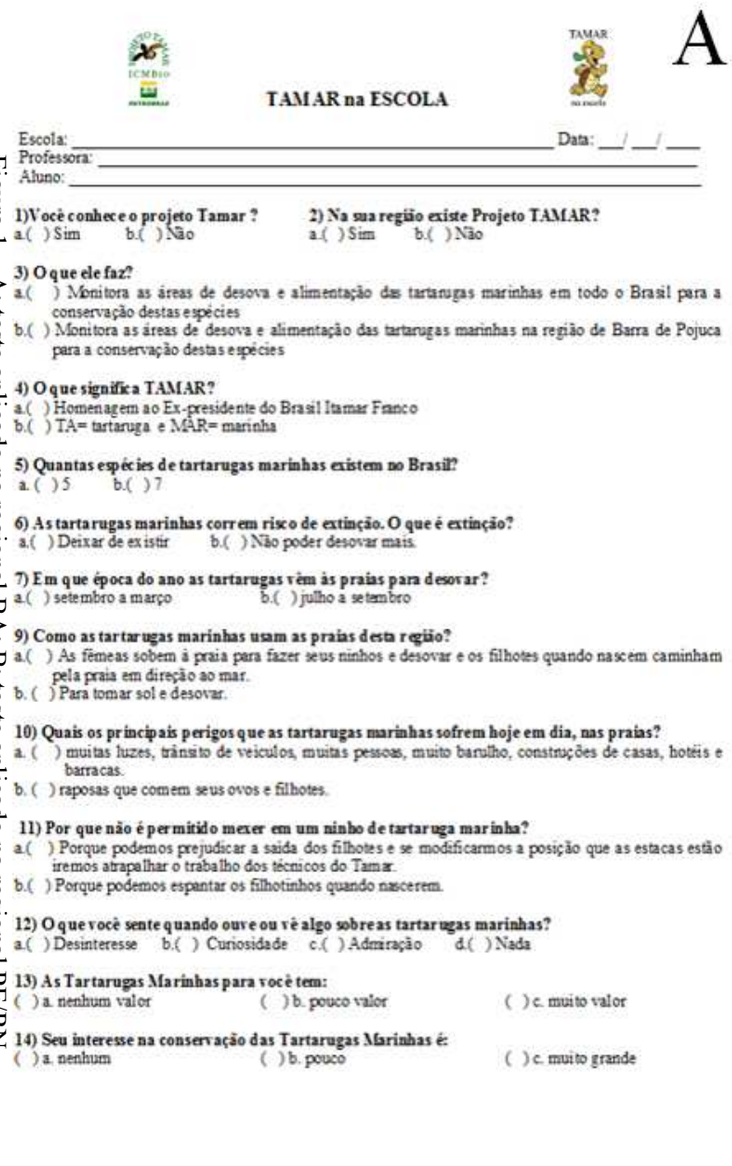


Figura 2 – Desenhos produzidos ao final de cada aula



Figura 3 – A: painel do ciclo de vida; B: pintura do muro da base de Sitio do Conde/BA.

Regional Bahia – Em onze questões, a média de acertos no pré-teste foi de 7,5 acertos (DP = 2,5 acertos; faixa de valores 1-11; N = 228) e no pós-teste de 8,9 acertos (DP = 1,5 acertos; faixa de valores 3-11; N = 228). A variação entre os acertos nos pré- e pós-testes foi significativamente diferente de zero (teste t, $P < 0,0001$), indicando que no geral as atividades contribuíram para o aprendizado dos alunos sobre o tema, uma vez que no pós-teste as notas foram mais elevadas..



A

TAMAR na ESCOLA

Escola: _____ Data: __/__/____
Professora: _____
Aluno: _____

1)Você conhece o projeto Tamar ? a.( ) Sim b.( ) Não
2) Na sua região existe Projeto TAMAR? a.( ) Sim b.( ) Não

3) O que ele faz?
a.( ) Monitora as áreas de desova e alimentação das tartarugas marinhas em todo o Brasil para a conservação destas espécies
b.( ) Monitora as áreas de desova e alimentação das tartarugas marinhas na região de Barra de Pojuca para a conservação destas espécies

4) O que significa TAMAR?
a.( ) Homenagem ao Ex-presidente do Brasil Itamar Franco
b.( ) TA= tartaruga e MAR= marinha

5) Quantas espécies de tartarugas marinhas existem no Brasil?
a.( ) 5 b.( ) 7

6) As tartarugas marinhas correm risco de extinção. O que é extinção?
a.( ) Deixar de existir b.( ) Não poder desovar mais.

7) Em que época do ano as tartarugas vêm às praias para desovar?
a.( ) setembro a março b.( ) julho a setembro

9) Como as tartarugas marinhas usam as praias desta região?
a.( ) As fêmeas sobem à praia para fazer seus ninhos e desovar e os filhotes quando nascem caminham pela praia em direção ao mar.
b.( ) Para tomar sol e desovar.

10) Quais os principais perigos que as tartarugas marinhas sofrem hoje em dia, nas praias?
a.( ) muitas luzes, trânsito de veículos, muitas pessoas, muito barulho, construções de casas, hotéis e barracas.
b.( ) raposas que comem seus ovos e filhotes.

11) Por que não é permitido mexer em um ninho de tartaruga marinha?
a.( ) Porque podemos prejudicar a saída dos filhotes e se modificarmos a posição que as estacas estão iremos atrapalhar o trabalho dos técnicos do Tamar.
b.( ) Porque podemos espantar os filhotinhos quando nascerem.

12) O que você sente quando ouve ou vê algo sobre as tartarugas marinhas?
a.( ) Desinteresse b.( ) Curiosidade c.( ) Admiração d.( ) Nada

13) As Tartarugas Marinhas para você tem:
( ) a. nenhum valor ( ) b. pouco valor ( ) c. muito valor

14) Seu interesse na conservação das Tartarugas Marinhas é:
( ) a. nenhum ( ) b. pouco ( ) c. muito grande

Figura 1 – A: teste aplicado na regional BA; B: teste aplicado na regional PE/RN.

B

TAMAR na Escola – 2009

Escola Arquipélago de Fernando de Noronha

Nome:
Idade: Série: Local de nascimento:

Já participou de alguma atividade relacionada à preservação do meio ambiente?
( ) sim ( ) não. Se sim, qual?

Testando os seus conhecimentos sobre as tartarugas marinhas:

1) Quantas espécies de Tartarugas Marinhas existem no Brasil?
( )1 ( )2 ( )3 ( )4 ( )5

2)Quais são as fases que as tartarugas passam durante sua vida?
( ) Criança, adolescente e adulto ( )Criança, adulto e idoso ( ) Filhote, juvenil e adulto
( )Filhote, adolescente e adulto ( ) Filhote, adulto e idoso

3) Qual é a fase em que é mais difícil a sobrevivência da tartaruga?
( ) Criança ( ) Juvenil ( ) Adulto ( ) Filhote ( ) Idoso

4)Quanto tempo leva para uma tartaruga ficar adulta?
( ) entre 5 e 8 anos ( ) entre 10 e 12 anos ( ) entre 15 e 18 anos ( ) entre 18 e 21 anos ( ) entre 25 e 30 anos

5) Quais são os predadores das tartarugas marinhas na fase adulta?
( ) Tubarão baleia, Raia Manta e Cachalote ( ) Homem, Tubarão e Orca ( ) Polvo, Caranguejo e Lagosta
( ) Barracuda, Budião e Mero ( ) Leão, Tigre e Urso.

6)Qual o nome do projeto que protege as tartarugas marinhas no Brasil?
( ) Projeto do Itamar ( ) CELPE ( ) Greenpeace ( ) Projeto Tamar ( ) Projeto Golfinho Rotador

7)Quantos ovos a tartaruga coloca por ninho em média?
( ) 3 ovos ( ) 20 ovos ( ) 100 ovos ( ) 120 ovos ( ) 500 ovos

8)Quem choca os ovos da tartaruga?
( ) o calor do sol ( ) a fêmea ( ) o macho ( ) a água ( ) ninguém

9)Qual fase da vida das tartarugas se passa em mar aberto?
( ) Criança ( ) Juvenil ( ) Adulto ( ) Filhote ( ) idoso

10)O que é espinhel?
( ) É a coluna vertebral da tartaruga ( ) É um espinho encontrado no casco das tartarugas
( ) É uma técnica de pesca ( ) É uma brincadeira de roda ( ) É um chifre

11) Qual o horário que geralmente as tartarugas desovam e nascem?
( ) de manhã ( ) depois do almoço ( ) a tarde ( ) a noite ( ) qualquer horário

12)De cada 1000 filhotes quantos chegam à idade adulta?
( ) meia dúzia ( ) uma dúzia ( ) entre 25 e 30 ( ) um ou dois ( ) 120

Na análise da variação por base, houve diferença significativa entre as bases (análise de variância, P < 0,0001; Figura 4), as bases PF e SA tiveram resultados inferiores às bases IL e SC - existe grande proporção de resultados iguais a zero ou negativos nas bases PF e SA. No entanto, na base SA, o número médio de acertos dos alunos no pré-teste foi de 10,3 (DP = 0,9; faixa de valores 7-11; N = 29), ou seja, em média já exibiram uma nota alta no início do programa. O número médio de acertos no pós-teste foi de 10,6 (DP = 0,7; faixa de valores 9-11; N = 29). Apesar de não haver diferença significativa entre os pré- e pós-testes aplicados pela base SA, os alunos tiveram nota próximo da máxima em ambos (Figura 5A).

Na base PF (três escolas atendidas: Açu da Torre, João Pereira Vasconcelos e São Francisco), não houve diferença significativa por escola, serie e sexo (análise de variância, P = 0,082). O número médio de acertos no pré-teste foi de 8,4 (DP = 1,5; faixa de valores 4-11; N = 136), e no pós-teste, o número médio de acertos foi de 8,9 (DP = 1,4; faixa de valores 4-11; N = 136). Nesta base, 50,7% dos alunos apresentaram mesmo número ou inferior de acertos em comparação com o pré-teste (Figura 5B).

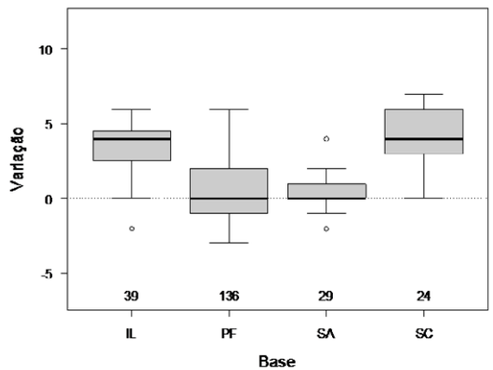


Figura 4 – Variação dos resultados do Programa TAMAR na escola por base, na regional Bahia.

Para as questões 12, 13 e 14 sobre as impressões pessoais das crianças, uma análise da freqüência de respostas “positivas”, incluindo todas as escolas, resultou em 92,9% no pré-teste e 94,3% no pós-teste. Apesar do aumento de impressões positivas terem sido pequeno, as médias de mais de 90% em ambos os testes indicam que os alunos se interessam pelo tema tartarugas marinhas e sua conservação.

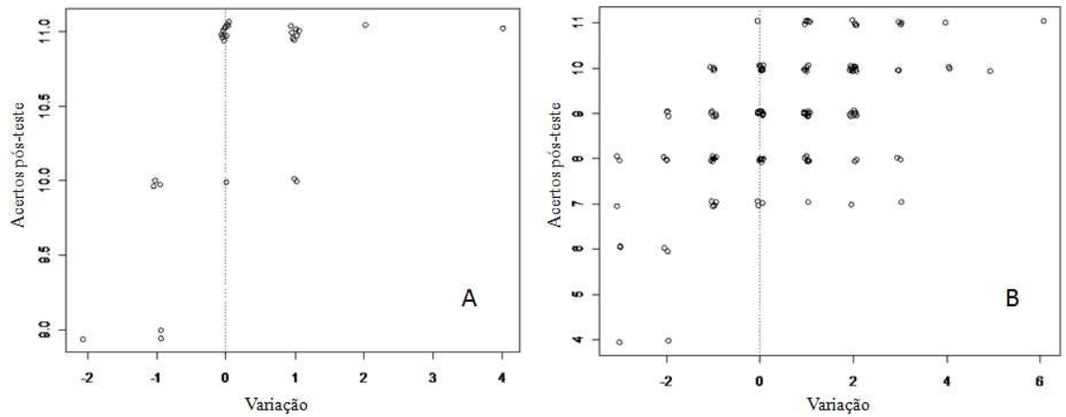


Figura 5 – Acertos nos pós-teste plotado contra a variação na nota em relação ao pré-teste para as bases SA (A) e PF (B) na Regional Bahia.

Regional Pernambuco/Rio Grande do Norte – Em treze questões, a média de acertos no pré-teste foi de 5,6 acertos (DP = 2,2 acertos; faixa de valores 1-11; N = 123) e no pós-teste de 8,9 acertos (DP = 2,2 acertos; faixa de valores 1-13; N = 123). A variação entre os acertos nos pré- e pós-testes foi significativamente diferente de zero (teste t, $P < 0,0001$), indicando que as atividades contribuíram para o aprendizado dos alunos sobre o tema, uma vez que no pós-teste as notas foram mais elevadas.

Na análise da variação por base, não houve diferença significativa entre Fernando de Noronha e Pipa (teste t, $P = 0,176$). Na base de Fernando de Noronha, não houve diferença significativa por ano, serie, turma e sexo (análise de variância, $P = 0,619$). Na base de Pipa, não houve diferença significativa entre turma e sexo (análise de variância, $P = 0,0985$). No entanto, houve diferença significativa entre as escolas, tendo a Escola Municipal São José resultados melhores que as demais (análise de variância, $P = 0,0076$).

Foram produzidos N = 143 painéis de visão de mundo. A diferença do N em relação aos pré- e pós-testes reflete a quantidade de alunos que não participou de um ou outro teste, mas produziram estes painéis. No geral, 44,1% dos painéis foram classificados como “otimista” (Figura 6A); 39,2% como “pessimista” (Figura 6B); e 16,8 % como “indiferente ou indeterminado” (Figura 6C). No entanto, as bases Pipa e Fernando de Noronha apresentaram freqüências inversas para as categorias “pessimista” e “otimista” (Figura 7).

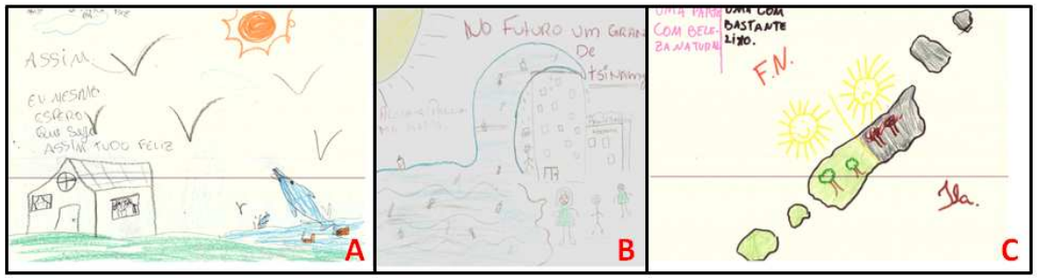


Figura 6 – Painéis de visão de mundo. A – “otimista”; B – “pessimista”; C – “indiferente ou não identificado”.

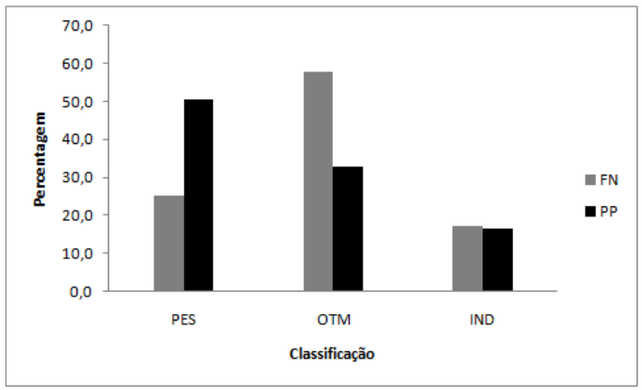


Figura 7 – Classificação dos painéis de visão de mundo (PES = pessimista; OTM = otimista; e IND = indiferente ou não identificado nas bases Pipa (PP; N = 79) e Fernando de Noronha (FN; N = 64).

DISCUSSÃO

Regional Bahia – a diferença significativa da variação de acertos entre pré- e pós-testes na Regional Bahia requer uma reflexão para aperfeiçoamento de atividades futuras. Os alunos trabalhados pela base SA tiveram nota perto da máxima já no pré-teste, que tem como objetivo mensurar o conhecimento prévio dos alunos sobre os temas que serão trabalhados no decorrer do programa. Ao detectar-se um resultado como este no pré-teste, pode ser interessante redesenhar o programa em um nível mais elevado, aumentando o grau de dificuldade dos testes, bem como dos temas abordados nas aulas. Outra reflexão que se pode fazer acerca dos resultados da base SA é sobre o motivo dos bons resultados já no pré-teste. Como é a única escola na proximidade da base, os alunos já haviam participado de outras atividades com o TAMAR em feiras de ciências e possivelmente esta experiência contribuiu para este resultado.

Para a Base PF, ao final do programa os alunos trabalhados não exibiram uma melhora significativa no resultado do pós-teste. Esta base foi a única que contou com mudança de equipe executora das atividades ao longo do programa, fato que pode ter influenciado no resultado.

Regional Pernambuco/Rio Grande do Norte – no geral, os painéis de visão de mundo refletiram uma predominância de expectativas positivas em relação ao futuro. No entanto, a freqüência de expectativas negativas também foi expressiva. As crianças continentais, em sua maioria, apresentaram uma predição negativa em relação ao futuro, enquanto as crianças insulares apresentaram expectativas predominantemente positivas (Figura 6). Esta diferença pode ser em função do maior contato das crianças do continente com fatores negativos, como criminalidade, pobreza, poluição e outros infortúnios. Apesar da ilha de Fernando de Noronha não estar livre dos infortúnios do mundo moderno e haver amplo acesso à televisão, que com freqüência expõe esses aspectos negativos, estes alunos moram em uma área protegida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, através de duas unidades de conservação federais, o Parque Nacional Marinho e Área de Proteção Ambiental. Expectativas mais positivas sobre o futuro exibidas por crianças que tem contato direto com uma unidade de conservação são inspiradoras para o incentivo do contato das crianças do continente a visitar parques ecológicos e áreas protegidas.

Em ambas as categorias de desenhos, positivas e negativas, podem ser reconhecidas uma preocupação das crianças com o futuro do planeta. A crescente atenção da mídia e da sociedade para a problemática ambiental reflete-se na visão de futuro das crianças, e a expectativa é de que as crianças de hoje, que serão os adultos de amanhã, possam, através do desenvolvimento de uma consciência ambiental e de um posicionamento critico perante tais questões, reverter os processos de crise ambiental pelos quais vem passando nosso planeta.

Foi encontrada uma dificuldade na classificação dos desenhos, que certamente é influenciada pela individualidade do classificador, através de um processo subjetivo que requer reflexões, especulações e impressões para a investigação qualitativa (BOGDAN & BIKLEN, 1994). Para edições futuras, é sugerido que o próprio aluno seja o autor dessa classificação.

Ambas as regionais – através dos desenhos realizados ao final de cada aula e individualmente, percebe-se que as crianças sintetizaram o conteúdo abordado nas aulas, apresentando desenhos que retratam as diferentes etapas da vida das tartarugas marinhas, bem como as ameaças a que estão sujeitos estes animais. Os desenhos também incluem outros animais da fauna marinha, o que indica que as crianças têm noções sobre ecossistemas e cadeia alimentar. Pode-se também constatar a presença de elementos da região, como paisagens conhecidas de cada lugar em que o programa foi aplicado.

A construção do painel do ciclo de vida das tartarugas marinhas, produto do programa, demonstrou o interesse e a participação das crianças, sob o efeito positivo do trabalho em grupo e das atividades artísticas como instrumentos de sensibilização, na expressão do conhecimento adquirido nas atividades de educação ambiental. Ficou evidente que um trabalho contínuo, com uma única temática, como o ciclo de vida das tartarugas marinhas, e com um produto final a ser construído de forma participativa, é um ótimo meio para despertar interesse dos alunos.

O número de aulas do programa "Tamar na Escola" variou entre quatro na Regional BA e dez na Regional PE/RN. Mesmo na regional com quatro aulas, foi possível desenvolver um vínculo afetivo com os alunos, contribuindo para que educandos e educadores buscassem conjuntamente a construção do conhecimento em um ambiente prazeroso, fator que contribui para o aprendizado (SILVA & LEITE, 2008). Para as próximas edições, para cada turma, é sugerido manter a mesma equipe executora das aulas ao longo de todo o programa, para reforçar o vinculo entre educandos e educadores.

Os alunos que não estiveram presentes na aplicação dos pré- e pós-testes foram excluídos das análises. No entanto, se os alunos faltaram em qualquer outra aula que não a da aplicação dos testes, permaneceram nas análises. Um diário de aulas, com lista de presença, permitirá filtrar apenas alunos que participaram de todo o programa, uma vez que, se perderam parte do conteúdo programático, é natural que não tenham oportunidade de assimilá-lo.

A diferença metodológica entre as regionais é um entrave para a comparação dos resultados. Este trabalho representa um ponto de partida para a avaliação dos programas realizados nas duas regionais, buscando uma intersecção dos aspectos positivos de cada um para o delineamento metodológico das próximas edições do programa, quando deverá haver padronização de métodos, o que permitirá a comparação inter-regional.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à direção e alunos das escolas Dr. José Seixas Neto, Açu e São Francisco de Assis (município de Mata de São João); Escola Tancredo Neves (Camaçari); Escola Eduardo Cavalcanti Lins (Sítio do Conde); Escola Arquipélago de Fernando de Noronha (Fernando de Noronha); Escola São José (Natal); Escola Raimunda Maria (Parnamirim); e Escola Vicência Castelo (Tibau do Sul). Agradecemos a Paulo Barata, que contribuiu nas análises estatísticas e no texto. Também agradecemos a Luis Felipe Bortolon, Mariana Oshiro, Liliana Colman, Daniel Gil Vieira, Lourival Dutra, Gerciene Micaelli, Rafael Robles, Valéria Rocha e Mariana Othon. O Projeto TAMAR é patrocinado oficialmente pela Petrobras.

BIBLIOGRAFIA

BAPTISTOTTE, C. 2010. *Projeto TAMAR-ICMBio – 30 anos protegendo as tartarugas-marinhas no Brasil.* Ciênc. vet. tróp., Recife-PE, v. 13, suplemento 1, p. 83 – 87

BOGDAN, R. C; BIKLEN, S. K. *Investigação qualitativa em educação: uma introdução à teoria e aos métodos.* Portugal: Porto editora, 1994. Colecção Ciências da Educação. 337p.

CIPCTM. 2001. *Convenção Interamericana para a Proteção e Conservação das Tartarugas Marinhas.* Formulário Descritivo da Norma Internacional. Acessado em 22/06 em http://4ccr.pgr.mpf.gov.br/documentos-e-publicacoes/tratados-internacionais/docs/formulario_convencao_tartarugas_marinhas.pdf

MARCOVALDI, M.A., MARCOVALDI, G.G. 1999. *Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA.* Biological Conservation 91:35-41.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria [www.R-project.org].

SILVA, M.M.P., LEITE, V.D. 2008. Estratégias para realização de educação ambiental em escolas do ensino fundamental. Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental, Rio Grande. (20):372-392.

ZAR J.H. 1996. *Biostatistical Analysis*. Third edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, USA.

Subsídios para a conservação e manejo de tartarugas marinhas no Brasil obtidos pela telemetria por satélite

Maria A. Marcovaldi[12] (maria.marcovaldi@icmbio.gov.br), Antonio P. Almeida[3] (antonio.serra-almeida@icmbio.gov.br), Augusto C.C.Silva[14] (augusto.silva@icmbio.gov.br), Bruno Giffoni[2] (bruno@tamar.org.br), Eduardo H.M.S. Lima[2] (eduardo.lima@tamar.org.br), Gustave G. Lopez[2] (guslopez@tamar.org.br), Jaqueline C. Castilhos[2] (jaqueline@tamar.org.br), João C. A. Thomé[1] (joao.thome@icmbio.gov.br), Milagros López-Mendilaharsu[2] (milagros@tamar.org.br), Soraya C. Bruno[2] (soraya@tamar.org.br)

1) Centro Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas/BA, 2) Fundação Pró-TAMAR, 3) Reserva Biológica de Comboios/ES, 4) Reserva Biológica de Santa Isabel/SE

Entre fevereiro de 2005 e março de 2009, 38 fêmeas de 4 espécies de tartarugas marinhas foram rastreadas através de telemetria por satélite a partir de seus sítios de desova (15 *Eretmochelys imbricata*, 10 *Caretta caretta*, 10 *Lepidochelys olivacea* e 3 *Dermochelys coriacea*). Informações importantes para o planejamento das ações de manejo e conservação foram obtidas: foram delimitadas as áreas de alimentação de *C. caretta* que se reproduzem no litoral da Bahia - estas áreas situam-se no litoral Norte do Brasil, principalmente no estado do Ceará; foi evidenciada também a fidelidade às áreas de desova e alimentação para a espécie, cujo monitoramento abrangeu duas temporadas sucessivas, registrando o retorno para a área de desova e posteriormente para a área de alimentação. Entre as fêmeas de *E. imbricata* monitoradas, 6 foram posteriormente determinadas híbridas com *C. caretta*, e apresentaram comportamentos distintos (4 migraram para as áreas de alimentação de *C. caretta*, e 2 seguiram para áreas recifais costeiras, a exemplo das 9 fêmeas de *E. imbricata* genotipicamente puras); uma das fêmeas de *D. coriacea* morreu após captura em rede de pesca na foz do rio Doce, ainda durante o período de desovas; as duas fêmeas monitoradas durante as migrações pós-desova apresentaram deslocamentos costeiros ao longo do sudeste e sul do Brasil, atingindo a foz do rio da Prata, entre o Uruguai e Argentina; ambas deslocaram-se posteriormente para a costa sudeste, onde as transmissões de uma das fêmeas cessaram; a fêmea remanescente iniciou então uma migração transatlântica, com a interrupção das transmissões ocorrendo a cerca de 350 km da costa de Angola. Entre as fêmeas de *L. olivacea*, 4 apresentaram interrupção precoce dos sinais, antes de atingirem áreas de alimentação; as demais apresentaram comportamentos distintos, movendo-se ao longo da costa para o Norte e Sul (1), estabelecendo-se entre os estados do Pará e Espírito Santo; duas fêmeas moveram-se para áreas de alimentação oceânicas (uma das quais cruzou a linha do Equador, enquanto a outra, embora tenha realizado trajeto similar, teve as transmissões interrompidas antes de ter sua área de alimentação delimitada). Considerando a existência de diferentes pescarias ao longo de toda a costa do Brasil e o desenvolvimento de atividades industriais no mar, muitas vezes muito distantes das áreas de desova, os resultados obtidos corroboram a necessidade de ações integradas, complementares e internacionais para a conservação das tartarugas marinhas. Estudos complementares, envolvendo a marcação de tartarugas em áreas de alimentação, uma melhor compreensão das interações com pescarias e a comparação genética de diferentes estoques estão sendo desenvolvidos, e certamente proporcionarão importantes subsídios para as decisões relacionadas à conservação. Este estudo foi implementado pelo Projeto TAMAR/ICMBio, como parte do Projeto “Mamíferos e Quelônios Marinhos” desenvolvido pela PETROBRAS/CENPES.

Subsídios para construção da rede de articulação da agricultura familiar das Reservas Extrativistas do Marajó-PA

Rafael Caldeira Magalhães[12] (rafael.magalhaes@icmbio.gov.br), Thiara Fernandes[2] (thiaraagro@gmail.com)

1) Reserva Extratvista Gurupá-Melgaço/PA-ICMBio 2) Projeto de Pesquisa e Extensão Tecnológica "Fortalecimento da Agricultura Familiar como alternativa sustentável nas Reservas Extrativistas da Região do Marajó-PA" Processo 564593/2010-9-CNPq/MDA

O objetivo desse trabalho é descrever a proposta de construção da Rede da Agricultura Familiar das Reservas Extrativistas do Marajó, sendo este um dos objetivos do Projeto “Fortalecimento da Agricultura Familiar como alternativa sustentável nas Reservas Extrativistas da Região do Marajó-PA”, que é financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico-CNPq e Ministério do Desenvolvimento Agrário-MDA no sentido de promover a integração de instituições e intercâmbio de experiências em Assistência Técnica e Extensão Rural, agindo como grande articuladora de processos de cooperação com outras redes setoriais, regionais e nacionais sobre o tema. As redes de articulação local têm possibilitado crescentemente o fortalecimento de um pólo interno que integra os grupos locais e instituições de interesse no centro do processo de desenvolvimento e gestão. Além de interações horizontais, abrindo assim novos campos de possibilidades que transcendem suas fronteiras locais, integrando os associados num circuito amplificado de trocas, sociabilidade, confiabilidade e de identidades ideológicas. Pode se afirmar, portanto que as redes interconectam instituições, grupos e práticas

CAPTURAS INCIDENTAIS DE TARTARUGAS MARINHAS EM CURRAIS DE PESCA MONITORADOS EM ALMOFALA/CEARÁ 2010.

Maria Thereza Damasceno Melo[1,*], e Eduardo H.S.M. Lima[1]

[1] Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto TAMAR, 151, Almofala, Ceará, CEP 62.592-000.

* (thereza.damasceno@tamar.org,br).

Palavras-chave: ocorrências, monitoramento, pescaria.

Introdução

O Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará está localizado em Almofala no litoral oeste entre as coordenadas geográficas 02.93792° S e 039.81415° W. São monitorados 40 km de litoral abrangendo as comunidades de Torrões, Almofala, Porto dos Barcos, Guajiru, Farol no município de Itarema e Volta do Rio no município de Acaraú, onde ocorrem cinco espécies de tartarugas marinhas que utilizam a região para alimentação e como corredor migratório (Marcovaldi 1993; Melo *et al*. 2010).

Nas pescarias artesanais no litoral do Ceará destacam-se currais de pesca, pescaria com anzol, manzuá para peixe, rede de espera para peixe, rede de espera para lagosta popularmente conhecidas como caçoeiras, arrastão de praia e tarrafa, entre outras. Levantamentos recentes indicaram que as redes de espera para lagosta possuem maior interação com as tartarugas marinhas na região apesar de sua utilização estar proibida porém os currais de pesca, apesar de não letais como as redes, também capturam esses animais (Lima *et al.* 2003). Desde 1993, o Projeto TAMAR realiza um trabalho sistemático de monitoramento de currais de pesca e mais recentemente das redes de caçoeira utilizando como medida mitigadora a educação ambiental e a sensibilização dos pescadores para a conservação das tartarugas marinhas.

Este trabalho apresenta os dados de ocorrências de tartarugas marinhas exclusivamente em currais de pesca registrados nos municípios de Itarema e Acaraú, Ceará durante o ano de 2010.

Metodologia

A coleta de informações foi realizada através de visitas diárias aos locais de desembarque das canoas para recebimento das tartarugas capturadas em currais em que não se realizou o embarque naquele dia, como também, em embarques aos currais de pesca juntamente com os pescadores, para acompanhamento do processo de despesca *in loco*. Nos currais foram realizados mergulhos livres pela equipe técnica, na tentativa de verificar a existência de indivíduos aprisionados. Para o manejo das tartarugas capturadas foi utilizada a metodologia adotada pelo Programa Nacional de Manejo e Conservação das Tartarugas Marinhas em áreas de alimentação (Marcovaldi *et al.* 1998), a saber: marcação, tomadas biométricas curvilínea de casco (CCC e CCL), definição de sexo quando possível e espécie. Realizado tais procedimentos os indivíduos foram liberados. Os dados coletados foram inseridos no Sistema de Informações sobre tartarugas marinhas do Projeto TAMAR-SITAMAR.

Para melhor visualização e desenvolvimento das atividades de monitoramento e manejo, a região foi dividida em duas áreas, por encontrarem-se em municípios diferentes: Almofala no município de Itarema onde foram monitorados currais nas praias de Boca da Barra (BB), Guajirú (GJ) e Porto dos Barcos (PB) e a área da Volta do Rio (VR), com praia do mesmo nome, no município de Acaraú. A cada um dos currais foi atribuído um número onde ressalta-se que o referido é informado pelo próprio pescador dono da arte de pesca e quanto maior o número maior será à distância da pescaria à costa. As letras foram indicadas pelo TAMAR para definição de localização de praia onde a arte encontra-se montado conforme disponibilizada informação acima. Alguns currais encontram-se instalados a mais de um quilometro da costa e a cerca de oito metros de profundidade quando a maré esta no seu mais baixo nível (baixa-mar). Para a Captura por Unidade de Esforço levou-se em consideração os dias de despesca realizadas na arte durante o ano de 2010.

Resultados e Discussão

Em 2010 foram monitorados 14 currais de pesca sendo seis na área de Almofala e oito na praia da Volta do Rio. A Fig. 1 mostra a Captura por Unidade de Esforço (CPUE) registradas por curral em ambas as áreas trabalhadas. A CPUE total obtida nos currais da área de Almofala (0,12) foi maior do que a verificada na área da Volta do Rio (0,09), apesar desta localidade possuir um maior numero de currais em pleno funcionamento. O fato pode estar relacionado à que, os currais de Almofala estão implantados em águas mais profundas e podem chegar a 8 metros de profundidade nas marés mais baixas, por outro lado aqueles instalados na comunidade da Volta do Rio encontram-se em profundidades em torno de 5 m.

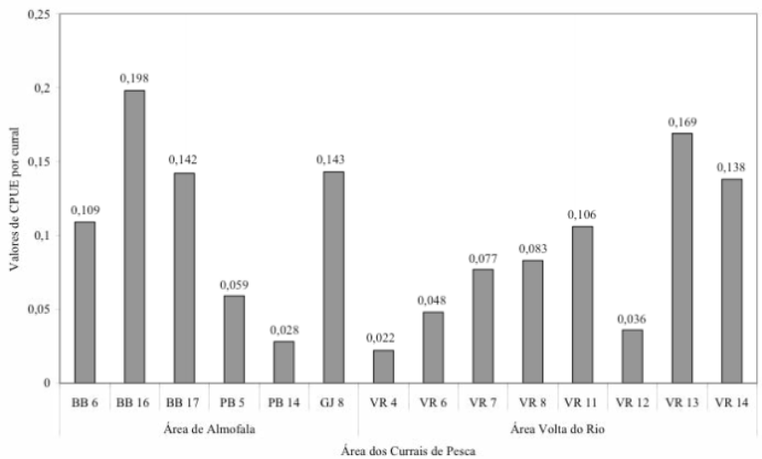


Figura 1. Valores de CPUE registrados por curral de pesca nas áreas de Almofala e Volta do Rio durante a campanha 2010. Projeto TAMAR-ICMBio – Ceará, Brasil.

Durante o período foram registradas 320 tartarugas marinhas das quais 99,38% (n = 318) eram de animais vivos e 0,62% (n = 2) de indivíduos mortos. Registra-se aqui que os indivíduos mortos encontravam-se

Para melhor visualização e desenvolvimento das atividades de monitoramento e manejo, a região foi dividida em duas áreas, por encontrarem-se em municípios diferentes: Almofala no município de Itarema onde foram monitorados currais nas praias de Boca da Barra (BB), Guajirú (GJ) e Porto dos Barcos (PB) e a área da Volta do Rio (VR), com praia do mesmo nome, no município de Acaraú. A cada um dos currais foi atribuído um número onde ressalta-se que o referido é informado pelo próprio pescador dono da arte de pesca e quanto maior o número maior será à distância da pescaria à costa. As letras foram indicadas pelo TAMAR para definição de localização de praia onde a arte encontra-se montado conforme disponibilizada informação acima. Alguns currais encontram-se instalados a mais de um quilometro da costa e a cerca de oito metros de profundidade quando a maré esta no seu mais baixo nível (baixa-mar). Para a Captura por Unidade de Esforço levou-se em consideração os dias de despesca realizadas na arte durante o ano de 2010.

Resultados e Discussão

Em 2010 foram monitorados 14 currais de pesca sendo seis na área de Almofala e oito na praia da Volta do Rio. A Fig. 1 mostra a Captura por Unidade de Esforço (CPUE) registradas por curral em ambas as áreas trabalhadas. A CPUE total obtida nos currais da área de Almofala (0,12) foi maior do que a verificada na área da Volta do Rio (0,09), apesar desta localidade possuir um maior numero de currais em pleno funcionamento. O fato pode estar relacionado à que, os currais de Almofala estão implantados em águas mais profundas e podem chegar a 8 metros de profundidade nas marés mais baixas, por outro lado aqueles instalados na comunidade da Volta do Rio encontram-se em profundidades em torno de 5 m.

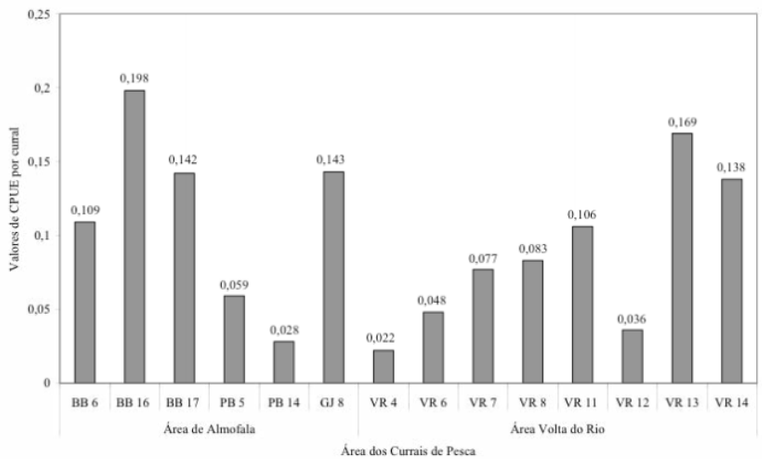


Figura 1. Valores de CPUE registrados por curral de pesca nas áreas de Almofala e Volta do Rio durante a campanha 2010. Projeto TAMAR-ICMBio – Ceará, Brasil.

Durante o período foram registradas 320 tartarugas marinhas das quais 99,38% (n = 318) eram de animais vivos e 0,62% (n = 2) de indivíduos mortos. Registra-se aqui que os indivíduos mortos encontravam-se

em óbito, no momento que adentraram o curral pelo fato de que a pescaria em si não mata e nem machucam o pescado capturado (Lima *et al.* 2003). Uma das tartarugas encontrava-se em estado de decomposição e a outra apresentava restos de nylon em suas nadadeiras, indicando provável interação com outra pescaria.

Quanto à determinação da espécie: 79,38% (n= 254) eram de *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758), 8,44% (n = 27) de *Caretta caretta* (Linnaeus 1758), 7,5% (n = 24) de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholz 1829) e 4,68% (n = 15) de *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766).

A Fig. 2 apresenta as classes de comprimento para as espécies capturadas, não foram observadas diferenças significativas no tamanho das tartarugas capturadas na área de Almofala e Volta do Rio. De acordo com as tomadas biométricas de CCC para a espécie *C. mydas* foi registrada a média de 0,64m (mín = 0,253 m, máx = 1,032 m), *C. caretta* de 0,73 m (mín = 0,596 m, máx = 0,863m), *L. olivacea* de 0,623 m (mín = 0,570m, máx = 0,676m), *E. imbricata* de 0,40 m (mín = 0,298 m, máx = 0,509 m) evidenciando a presença de animais juvenis de *C. mydas, C. caretta* e *E. imbricata* bem como de adultos para *L. olivacea* seguindo o padrão observado em campanhas anteriores (Lima *et al.* 2003; Lima *et al.* 2008; Melo *et al.* 2010).

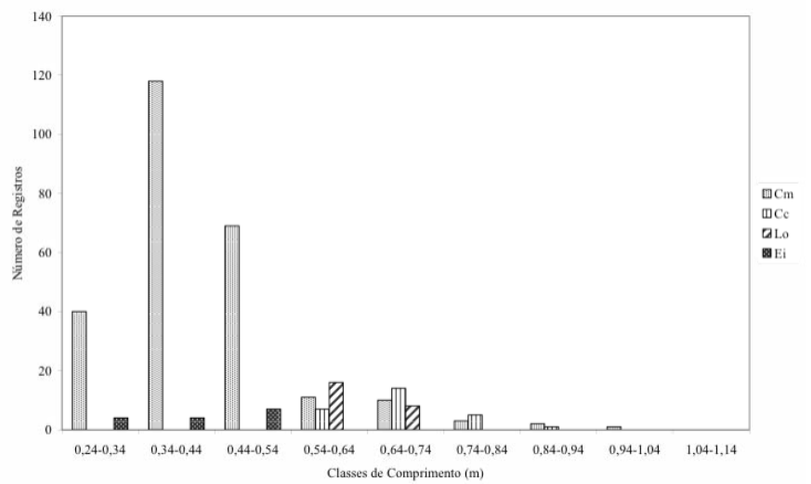


Figura 2. Classes de comprimento de tartarugas marinhas das espécies *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Lepidochelys olivacea* e *Eretmochelys imbricata* capturadas em currais de pesca durante a campanha 2010 Projeto TAMAR-ICMBio – Ceará, Brasil.

Estudos genéticos realizados indicam que a região é uma provável área de alimentação de tartarugas da espécie *Chelonia mydas*, provenientes de populações da Ilha de Ascensão, Suriname, Venezuela, Costa Rica (Naro-Maciel *et al.* 2007). Recentemente estudos de telemetria por satélite verificou a utilização da região como uma possível área de alimentação para a espécie *C. caretta* desovante na Bahia (Marcovaldi *et al.* 2010). Contudo nessa temporada não foram verificados indivíduos adultos de *C. caretta* sendo capturados nesta pescaria. As informações aqui apresentadas são relevantes, pois reforçam a importância área atualmente trabalhada para a

conservação de tartarugas marinhas em áreas de alimentação e desenvolvimento. É essencial a continuidade dos trabalhos de monitoramento dos currais de pesca na região de Itarema e Acaraú, litoral oeste do Ceará pela variedade e estagio de vida das espécies atingidas por esse tipo de pescaria.

Referências Bibliográficas

Lima, E.H.S.M., F.A.B.M. Cruz, S.M.R.S Morais, e M.T.D. Melo. 2003. Capturas acidentais de tartarugas marinhas em currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA Base de Almofala - Campanha 2002. Página 349 in 14° Encontro de Zoologia do Nordeste, UFAL, Maceió.

Lima, E.H.S.M., M.T.D. Melo, e P.C.R. Barata. 2010. Incidental capture of sea turtles by the lobster fishery off the Ceará Coast, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 128:16-17.

Marcovaldi, M.A., G.G. Lopez, L.S., Soares, E.H.S.M. Lima, J.C. Thomé, e A.P. Almeida. 2010. Sattelite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. *Endangered Species Research* 12:263-272.

Marcovaldi, M.Â. 1993. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 63:13-14.

Marcovaldi, M.A., C. Baptistotte, J.C. Castilhos, B.M.G. Gallo, E.H.S.M. Lima, T.M. Sanches, C.F. Vieitas. 1998. Activities by Project TAMAR in Brasilian sea turtle feeding grounds. *Marine Turtle Newsletter* 80:5-7.

Melo, M.T.D., E.H.S.M. Lima, e M.P. Silva. 2010. Ocorrências de tartarugas marinhas registradas na área de atuação da Base do Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará durante o ano de 2009. In *Resumos do 3° Congresso Brasileiro de Oceanografia*, Rio Grande.

Naro-Maciel, E., J.H. Becker, E.H.S.M. Lima, M.A. Marcovaldi, e R. Desalle. 2007. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. *Journal of Heredity* 98:29-39.

Genética populacional e conservação das espécies de tartarugas-marinhas do Brasil

Mediador: Fabrício Rodrigues dos Santos, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil

Genética da conservação da tartaruga verde (Chelonia mydas) no Brasil

Conservation genetics of the green sea turtle (Chelonia mydas) in Brazil

Naro-Maciel, E[1]; Bondioli, ACV[2]; Martin, M[3]; Baptistotte, C[4]; Bellini, C[5]; Almeida, AP[4]; Marcovaldi, MA[6]; Santos, AJB[7]; Torezani, E[4]; Amato, G[8]

[1]Biology Department, College of Staten Island, City University of New York, Staten Island, NY, 10314, USA. [2]Projeto Tartarugas, Instituto de Pesquisas Cananéia – IPeC, Rua Tristão Lobo 199, 11990-000 Cananéia, SP, Brasil. [3]Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, CT, 06511, USA. [4]Projeto TAMAR-ICMBio, Vitória, Espirito Santo, 29900, Brasil. [5]Projeto TAMAR-ICMBio, Av. Alexandrino de Alencar 1399, Tirol Natal RN, Brasil. [6]Projeto TAMAR-ICMBio, Praia do Forte, Bahia, 40210, Brasil. [7]Fundação Pró-TAMAR, Alameda do Boldró s/ número, Fernando de Noronha PE, Brazil. [8]Sackler Institute for Comparative Genomics, American Museum of Natural History, New York, New York, 10024, USA

Eugenia.NaroMaciel@csi.cuny.edu
Keywords: Chelonia mydas, mtDNA control region, mixed stock analysis

Protected areas successfully safeguard many organisms, and yet highly migratory species such as sea turtles may face serious threats when they leave the boundaries of these zones, underscoring the importance of understanding their population distribution. To investigate the population distribution of globally endangered green turtles in the Southwestern Atlantic Ocean, we sequenced a segment of the mitochondrial control region from turtles foraging at four sites in Brazilian waters, ranging from remote World Heritage Sites to highly urbanized areas (862 bp; n = 445), and analyzed them with respect to published data. At all sites the most common haplotypes were CMA-08 and CMA-05, and analysis uncovered several new sub-haplotypes. Results of "many-to-many" mixed stock analyses identified the primary natal sources of these feeding grounds, revealed the connectivity of the regionally important Trindade rookery, and highlighted the many threats outside of remote or protected areas. The study addressed calls for increased sampling in the Southwestern Atlantic, and provided data necessary for conservation and management of endangered green turtles within and outside of protected areas.

Financial Support: Royal Caribbean Ocean Fund, PETROBRAS, Arcelor Mittal

Conservation genetics of Hawksbill Sea turtles from the Brazilian coast

Fabrício Rodrigues dos Santos*[,1] Sibelle Torres Vilaça*[,†], Sarah Maria Vargas*[,‡], Paula Lara-Ruiz*, Érica Molfetti*, Estéfane Cardinot Reis[§], Gisele Lôbo-Hajdu[§], Luciano Soares[¶].

*Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular (LBEM), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Av. Antônio Carlos, 6627, 31.270-010 Belo Horizonte, MG, Brazil. †Department of Biology and Evolution, University of Ferrara, Via L. Borsari 46, 44100 Ferrara, Italy. ‡Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, 29075-910 Vitória, ES, Brazil. §Laboratório de Genética Marinha (LGMar), Departamento de Genética, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rua São Francisco Xavier, 524, 20.550-013 Rio de Janeiro, RJ, Brazil. ¶Projeto TAMAR-ICMBio, C.P. 2219, 41950-970, Salvador, BA, Brazil.

The Hawksbill (Eretmochelys imbricata) nests along the northeast coastline of Brazil, but over 90% of nests are registered in Bahia State where it is monitored by Projeto Tamar-IBAMA in Brazil. A preliminary study detected a high occurrence of interspecific hybrids in Bahia, where 42% of morphologically characterized hawksbills displayed loggerhead mtDNA haplotypes. Although the relative importance of hybridization in conservation biology seems to be controversial among researchers, a detailed study of the process is needed to evaluate natural or anthropogenic causes of this regional phenomenon. We have analyzed a set of 12 nuclear markers together mtDNA data to investigate in detail the hybridization events involving Eretmochelys imbricata, Caretta caretta and Lepidochelys olivacea. Our data indicates that mainly F1 hybrids were observed for the crossings L. olivacea x E. imbricata, and L. olivacea x C. caretta, whereas C. caretta x E. imbricata presents F1 and backcrosses with both parental species. In addition, the hybridization process observed between C. caretta x E. imbricata seems to be gender and species biased and we also found evidence of multispecies hybridization among C. caretta x E. imbricata x C. mydas. The results also indicate that hybridization is a very recent phenomenon that may be likely related to population decline due to anthropogenic causes, thus raising issues about the future conservation management of these populations.

Dinâmica populacional e filogeografia de tartaruga oliva (Lepidochelys olivacea)

Global Genetic Structure and Phylogeography of Olive Ridleys (Lepidochelys Olivacea)

Sandro Luis Bonatto, PUC/RS, Porto Alegre, RS, Brasil

The olive ridley turtle (Lepidochelys olivacea) has a global distribution across tropical and sub-tropical oceans, and is the most abundant marine turtles species. It is closely related to the Kemp's ridley (L. kempii) and the origin of both species is believed to be related to the closure of the Isthmus of Panama, about 3.5 to 5 million years ago. In this work we expand the previous study of Bowen et al. (1998) on the global phylogeography of olive ridley turtles using longer sequences of the mitochondrial DNA (mtDNA) control region and including fifteen nuclear DNA microsatellites (STRs) loci. A total of 324 olive ridleys, plus four Kemp's ridleys from all major nesting sites were sequenced and genotyped. The mtDNA revealed 29 olive ridley haplotypes, five haplotypes for the Atlantic Ocean (AT), nine for the Indo-Pacific (IP) region and 14 for the East Pacific (EP) and finally one haplotype for the Kemp's ridley. Phylogenetic and network analysis of the mtDNA found four distinct lineages within the olive ridley, two within the IP, one within AT, and one within the EP, and a closer relationship between a central haplotype found in Sri Lanka and Australia rookeries and haplotypes from Atlantic and East Pacific oceans. Olive ridleys show moderate to high genetic differentiation among regional rookeries separated by more than 500 km (pairwise F_{ST} was significant and varied from 0.1 to 0.88), but low genetic differentiation among closer rookeries (e.g. Surinam/French Guiana and Tiwi Island/McCluer Island (Australia) (pairwise F_{ST} from 0 to 0.04). However, Costa Rica/Mexico although separated by more than 500km, are not genetically distinct. The microsatellite analyses showed lower levels of genetic structure among regional nesting sites than did the mtDNA. Pairwise F_{ST} values varied from 0 to 0.04 between populations within the IP, from 0 to 0.08 between rookeries from AT, and from 0 to 0.02 between rookeries from EP. Between oceans, the pairwise F_{ST} vary from 0.03 to 0.18 between rookeries from IP and AT, from 0.04 to 0.24 between IP and EP, and 0.07 to 0.28 between AT and EP. Results from the software Structure indicated that our data support four genetic clusters that were also associated with Oceanic basins, and Kemp's ridley samples comprised a unique cluster.

Genetic diversity of loggerhead sea turtles (Caretta caretta) along the Brazilian coast: phylogeographic aspects and cases of hybridization

Gisele Lobo-Hadju, UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

The loggerhead sea turtle, Caretta caretta, is the most common species of sea turtle nesting in Brazil and is listed as endangered by the IUCN. Our study characterizes the genetic structure of loggerheads in Brazil based on the variability of the mitochondrial DNA control region and presents a hypothesis for the colonization of Brazilian rookeries. We analyzed 329 samples from Brazilian rookeries and an oceanic foraging ground from South Brazil, and compared our results with previously published data for other loggerhead populations. Brazilian rookeries had four haplotypes, none of which has been reported for rookeries outside Brazil. Six haplotypes were found in the foraging aggregation. We also found specimens considered hybrids because they present olive ridley's (Lepidochelys olivacea) mtDNA, but had the external morphology of C. caretta, or of a mixture of both species. Based on the two types of hybrids, it was hypothesized that at least two hybridization events had occurred: a more ancient one, accompanied by introgression (F2 or later backcrosses), and a recent one (F1), both of which involving the same L. olivacea haplotype. The incidence of L. olivacea mitochondrial genome introgression into the C. caretta rookeries was only observed in Sergipe, which could be related to the large numbers of L. olivacea in this region and an overlap of reproduction periods of both species. The presence of the CC-A4 haplotype at all sampled sites and the low nucleotide diversity suggest a common origin for all rookeries, with CC-A4 being the ancestral haplotype of the Brazilian populations. The occurrence of haplotypes in the foraging aggregation that are known only from rookeries outside of Brazil is consistent with the transoceanic migratory behavior of loggerheads. Our results indicated that the colonization of Brazilian rookeries probably occurred from the southern USA stock. This recent colonization most likely followed a north to south route along the Brazilian coastline, influenced by, beside others, the Brazilian warm current. The occurrence of gene flow between different species of the Family Cheloniidae will significantly influence the development and implementation of management strategies in Brazil. Our results further suggest the existence of two genetic population units or evolutionary significant units (ESUs) of loggerheads in Brazil and corroborate natal homing behavior in loggerheads.

Key-words: conservation genetics, sea turtles, phylogeography, hybridization.

INFLUÊNCIA DA LUMINOSIDADE NA CAPTURA INCIDENTAL DE TARTARUGAS VERDES (*Chelonia mydas*) E DE PEIXES NAS REDES DE EMALHE COSTEIRA EM UBATUBA/SP

Geraldo de França Ottoni-Neto[1], José Henrique Becker[2], Bruno de Barros Giffoni[2], Fernando Siqueira Alvarenga[2], Rafael Israel Santos Tavares[2], Mariana de Karam e Brito[2], e Berenice Maria Gomes Gallo[2]

[1] Centro TAMAR/ICMBio, Rua Antonio Athanásio, 273, Itaguá, Ubatuba/SP, CEP 11680-000 (geraldo@tamar.org.br).

[2] Fundação Pró-Tamar, Rua Antonio Athanásio, 273, Itaguá, Ubatuba/SP, CEP 11680-000 (curupira@tamar.org.br).

Palavras-chave: by-catch, emalhe, mitigação, tartarugas marinhas.

Introdução

A captura incidental na pesca é uma das maiores ameaças às populações de tartarugas marinhas. Wallace *et al.* (2010) estimou que aproximadamente 85.000 tartarugas foram capturadas no mundo por redes de emalhe, espinhéis e arrastos entre 1990 e 2008, numa amostra de 1 a 5% das frotas pesqueiras que são monitoradas. A falta de monitoramento da maior parte da pesca e a desconfiança nos dados disponíveis, torna subestimada a importância sócio-econômica das pescarias de pequena escala (FAO 2008) e pouco conhecido o seu impacto sobre as populações de tartarugas marinhas.

Trabalhos visando minimizar a interação entre as tartarugas marinhas e a pesca costeira são realizados pelo Projeto TAMAR/ICMBio desde 1990 (Marcovaldi *et al.* 2002). Em Ubatuba, litoral norte de São Paulo, o Tamar registrou a captura de número significativo de indivíduos juvenis de *Chelonia mydas* em diferentes pescarias costeiras (Gallo *et al.* 2006) e dentre as modalidades identificadas, destacou a pescaria com redes de emalhe de superfície como a de maior interação com *Chelonia mydas,* por atuarem principalmente sobre os locais de forrageio desta espécie (Gomes *et al.* 2010). Esta pescaria, realizada em canoas a remo ou embarcações com motores de baixa potência, apesar de ser direcionada para captura de peixes como sororoca (*Scomberomorus brasiliensis*), bonito (*Euthynnus alletteratus*), robalo *Centropomus* sp.), tainha (*Mugil platanus)* e pirajica (*Kyphosus* sp.), captura diversas outras espécies para comércio ou consumo.

Em mergulhos noturnos realizados pela equipe do Tamar na região para captura e marcação de tartarugas, observou-se que a maioria dos animais capturados encontrava-se em repouso. Considerando-se tratar de animais herbívoros, levantou-se a hipótese de que o forrageio deva acontecer preferencialmente durante o dia quando a luz facilita a escolha do alimento, e que o repouso ocorreria naturalmente à noite.

Este estudo objetiva verificar como variam as capturas de *Chelonia mydas* e de peixes com valor comercial por redes de emalhe de superfície costeira em relação aos períodos de pesca diurno e noturno.

Metodologia

Duas redes de emalhe foram instaladas e monitoradas em dois locais para verificação da captura de tartarugas e peixes. Uma com 83 metros de comprimento e a outra com 87 metros, ambas com 6 metros de altura, malha de 12cm (entre nós opostos) e confeccionadas em nylon monofilamento.

Os locais de instalação das redes foram a Praia do Cedro (23°27'30,4"S; 045°01'59,6"W) e a Praia do Lázaro (23°30'36,2"S ; 045°08'21,7"W), ambos locais bastante semelhantes, em enseadas abrigadas de vento e ondas e com o fundo predominantemente composto de areia. Em ambos os locais, a profundidade máxima foi de 6 metros, diminuindo em direção ao costão rochoso. Nestas condições, as redes de 6 metros de altura pescaram em toda a coluna d'água.

As redes foram instaladas a cerca de 3 metros de distância dos costões rochosos, em posição perpendicular à linha de costa na Praia do Cedro e inclinada em ângulo de aproximadamente 60º na Praia do Lázaro, respeitando o costume dos pescadores colaboradores.

O experimento foi realizado em noites de lua cheia e lua nova, com o objetivo de realizar amostragem nos extremos de luminosidade noturna, pois alguns pescadores acreditam que as tartarugas podem ver e evitar as redes em noites muito claras. Apesar da similaridade nos resultados, esta comparação não foi realizada neste trabalho.

A amostragem foi feita alternadamente, um mês na praia do Cedro e o mês seguinte na Praia do Lázaro, completando duas luas (1 cheia e 1 nova), em cada local.

No período de março/2009 a fevereiro/2011, foram realizados 25 lances de rede (600 horas de pesca), na Praia do Cedro e 24 lances (576 horas de pesca), na Praia do Lázaro, totalizando 49 lances com 1176 horas de pesca.

As redes foram instaladas sempre as 12:00 h, e então visitadas a cada 4 horas até sua retirada às 12:00h do dia seguinte. As visitas foram feitas sempre iniciando da posição mais distante do costão, em direção a costa, com um mergulhador vistoriando a rede enquanto outro pesquisador acompanhava com o bote a remo na superfície como apoio e segurança. Nas ocasiões de pouca visibilidade, as redes foram verificadas, passando-as sobre o bote. Cada visita durava cerca de 10 minutos, se estendendo até cerca de 20 minutos quando das capturas de tartarugas e sua imediata retirada da rede.

Embora a metodologia de visitas tenha sido a mesma nos dois períodos, diurno e noturno, não foi avaliada neste trabalho, a possível interferência da perturbação das visitas sobre a captura posterior de peixes e tartarugas.

As tartarugas capturadas foram identificadas, medidas com fita métrica (comprimento e a largura curvilíneos da carapaça), pesadas com dinamômetro (precisão de 10 g), anilhadas e devolvidas ao mar.

Quanto às espécies de peixes com valor comercial, foram identificadas, registrado o comprimento total utilizando um ictiômetro, e pesadas com dinamômetro (precisão de 10 g).

Foram comparadas as quantidades de capturas de tartarugas verdes e peixes nos períodos diurno (de 08:00 h as 16:00 h) e noturno (de 20:00 h as 04:00 h). Foi utilizado o teste não paramétrico U de Mann-Whitney, por não requerer pressupostos sobre a distribuição dos dados.

Não foram comparadas estatisticamente neste trabalho os horários do crepúsculo (16:00h às 20:00h) e alvorada (04:00 às 08:00 horas), devido a variação da luminosidade natural nestes horários ao longo das estações do ano.

Resultados e Discussões

Foram capturadas 67 tartarugas verdes *Chelonia mydas*, sendo 33 no período diurno 25 nos períodos de alvorada e crepúsculo e 9 à noite (Fig. 1). Todas as tartarugas capturadas eram juvenis, com média de peso = 6,46 kg e média de comprimento curvilíneo da carapaça = 36,5 cm;

A diferença das quantidades de capturas diurnas e noturnas comparadas se mostrou significativa (*U* test; *P* = 0,0001). Esta diferença pode estar relacionada à menor atividade dos indivíduos que repousam no período noturno. A maior atividade diurna para *Chelonia mydas* também foi verificada em estudos de atividade de forrageio em Union Creek (Bjorndal 1980), estudos de deslocamento no Golfo da Califórnia (Seminoff e Jones 2006) e estudos de comportamento internidal de fêmeas em Ascencion (Hays *et al.* 2000).

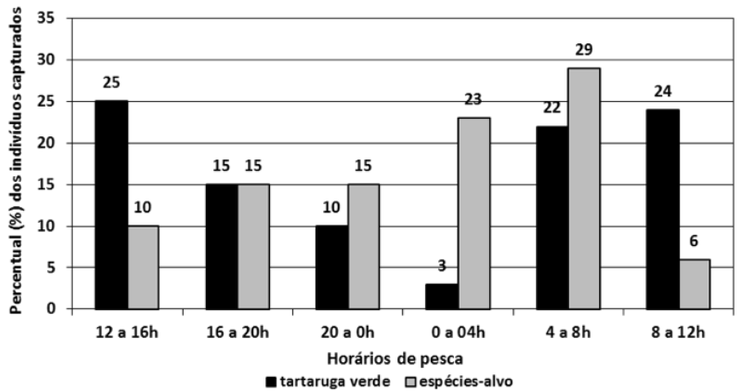


Figura 1. Distribuição percentual das capturas de *Chelonia mydas* e espécies-alvo em redes de emalhe em diferentes horários de pesca em Ubatura, Brasil.

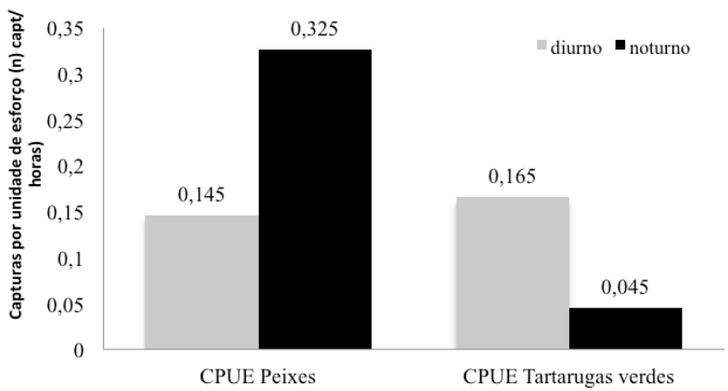


Figura 2. Capturas por unidade de esforço de *Chelonia mydas* durante o dia e à noite em Ubatuba.

Quanto às espécies de peixes com valor comercial, foram capturados 169 indivíduos de 34 espécies, sendo 25 capturas no período diurno, 77 nos períodos de alvorada e crepúsculo e 66 no período noturno (Fig. 2). A diferença das quantidades de capturas diurnas e noturnas comparadas se mostrou significativa (*U* test, *P* = 0,046).

Os dados apresentados sugerem que há diferenças nos principais horários de capturas de tartarugas verdes *C. mydas* e peixes nas redes de emalhe costeiras em Ubatuba/SP. Entretanto, verificou-se quantidades de capturas importantes de tartarugas e peixes nos horários de crepúsculo e alvorada, que se distribuídos entre os períodos diurno e noturno, poderiam alterar significativamente os resultados.

Recomenda-se a continuidade deste estudo com aumento da amostragem e detalhamento das capturas nos períodos de alvorada e crepúsculo, além da análise de outras componentes ambientais que possam interferir decisivamente nos resultados encontrados.

Agradecimentos/Financiadores

Agradecemos aos pescadores José Custódio e Fabio Igor pelo empréstimo das redes e ao amigo e colega Lucas Borssato pelo empenho na realização desse trabalho. O Projeto Tamar/ICMBio é um programa de Conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela PETROBRAS.

Referências Bibliográficas

Bjorndal, K.A. 1980. Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Marine Biology* 56:147-154.

FAO e World Fish Center. 2008. *Small-scale capture fisheries: A global overview with emphasis on developing countries*. Preliminary report of the big numbers project. WorldFish Center. Penang, Malaysia.

Gallo, B.M.G., S. Macedo, B.B. Giffoni, J.H. Becker, P.C.R. Barata. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. *Chelonian Conservation and Biology* 5:93-101

Gomes, B.M., F.S. Alvarenga, G. Ottoni, J.S. Fernandes, B.B. Giffoni, V. Fonseca, B.A.D.L. Almeida, e J.H. Becker. 2010. Caracterização da pesca de emalhe e interação com as tartarugas marinhas em Ubatuba – SP. In *Resumos do 3º Congresso Brasileiro de Oceanografia, FURG, Rio Grande.*

Hays, G.C., C.R. Adams, A.C. Broderick, B.J. Godley, D.J. Lucas, J.D. Metcalfe, e A.A. Prior. 2000. The diving behavior of green trurtles at Ascension Island. *Animal Behaviour* 59:577-586.

Marcovaldi, M.A., J.C. Thomé, G. Sales, J. Coelho, B. Gallo, e C. Bellini. 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. *Marine Turtle Newsletter* 96:24-25.

Seminoff, J.A., e Jones T.T. 2006. Diel movements and activity ranges of Green Turtles (*Chelonia mydas*) at a temperature foraging area in the Gulf of California, Mexico. *Herpetological Conservation and Biology* 1:81-86.

Wallace, B.P., R.L. Lewison, S.L. McDonald, R.K. McDonald, C.Y. Kot, S. Kelez, R.K. Bjorkland, E.M. Finkbeiner, S. Helmbrecht., e L.B. Crowder. 2010. Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters* 3:131-142.

FIBROPAPILOMATOSE EM TARTARUGAS VERDES (*Chelonia mydas*) DA BAHIA – CARACTERIZAÇÃO MOLECULAR DO ChHV 5

Carla R. Rodenbusch[1], Thais T. Pires[2], Cecília Baptistotte[3], e Cláudio W. Canal[1]

[1] Laboratório de Virologia, Faculdade de Veterinária, UFRGS. Av. Bento Gonçalves, 9090. CEP 91540-000, Porto Alegre, RS (carlarodenbusch@yahoo.com.br).

[2] Fundação Pró-Tamar, Av. Garcia D'ávila s/n°. CEP 48280-000. Praia do Forte, Mata de São João – BA (thais.vet@tamar.org.br).

[3] Centro Tamar ICMBio, Av. Paulino Muller, 1111. CEP 29040-715, Vitória, ES (cecília@tamar.com.br).

Palavras-chave: fibropapilomatose, tartaruga verde, *Chelonia mydas*, herpesvírus, PCR.

Introdução

A fibropapilomatose (FP) é uma doença neoplásica caracterizada por um único ou múltiplos crescimentos fibroepiteliais cutâneos, com uma superfície verrugosa ou plana, e aparecendo como fibromas nas vísceras (Kang *et al.* 2008). Os tumores se localizam ao redor dos olhos, na conjuntiva, cavidade oral, pescoço, nadadeiras, cauda, áreas axilares e inguinais e também em órgãos viscerais. O tamanho varia de poucos milímetros até 30 centímetros de diâmetro e os tumores podem causar a morte do animal por interferir na visão, locomoção, alimentação, respiração; já os tumores viscerais podem ser invasivos e prejudicar a função do órgão afetado (George 1997; Yu *et al.* 2000).

O primeiro registro de FP na costa brasileira é de 1986. Entre 2000 e 2004, de 4.471 tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) examinadas 14,96% apresentavam tumores. A prevalência de tumores por ano foi de 12,91% (2000, n = 604), 14,96% (2001, n = 809), 14,79% (2002, n = 818), 19,95% (2003, n = 842) e 12,95% (2004, n = 1398) (Baptistotte *et al.* 2005).

O padrão de disseminação da doença durante surtos em tartarugas-verdes de cativeiro consiste com uma etiologia contagiosa. Um herpesvírus (chelonid herpesvirus 5 – ChHV 5) tem sido identificado em fibropapilomas (Herbst *et al.* 1995; Davison *et al.* 2009) e está presente em 100% dos tumores induzidos por inoculação de filtrados de células tumorais (Ene *et al.* 2005) e em 95% das infecções naturais, sendo que em 79% dos fibropapilomas e fibromas analisados por PCR em tempo-real quantitativo, o vírus estava presente em níveis que excediam 10^4 cópias por 100 ng de DNA total de tumores (Quackenbush *et al.* 2001).

O presente estudo tem como objetivo detectar e quantificar o ChHV 5 em fibropapilomas de tartarugas-verdes do litoral da Bahia.

Metodologia

Fragmentos dos tumores foram coletados com instrumental cirúrgico estéril e mantidos congelados até o processamento. Os tumores foram macerados com uma solução de PBS na proporção de 0,05 g para cada 5 mL. A extração de DNA foi realizada com 200 microlitros do sobrenadante de acordo com Chomcsinsky (1993).

Dois microlitros de DNA em um volume final de 50 µl foram submetidos a PCR com os primers específicos para a DNA polimerase do herpesvírus de tartaruga como descritos por Quackenbusch *et al.* (2001). Cinco microlitros de cada reação de amplificação foram separados por eletroforese em gel de agarose 2%.

As amostras foram ainda submetidas a PCR em tempo real (qPCR) para a determinação do número de cópias de DNA do vírus. Os primers e sonda utilizados foram os descritos por Quackenbusch *et al.* (2001) que amplifica um fragmento de 86 pb do gene da DNA polimerase do vírus. As curvas padrão utilizadas nas reações foram diluições log seriadas do plasmídio "GTHV DNA pol". O plasmídio "GTHV DNA pol" foi construído através da inserção de um fragmento de 483 pb do gene da DNA polimerase do herpesvirus em um vetor, seguindo as instruções do fabricante do kit TOPO TA Cloning® (Invitrogen).

Resultados e Discussão

Durante os meses de julho de 2009 a abril de 2010, foram coletadas 38 amostras de fibropapilomas de 20 tartarugas verdes no estado da Bahia, sendo que de 7 tartarugas foram coletados apenas um tumor e das demais de 2 a 3 tumores de locais diferentes do corpo do animal.

Das 20 tartarugas, 12 foram positivas na PCR em pelo menos uma amostra de tumor e 14 foram positivas na qPCR. Das sete tartarugas que foram coletados apenas um tumor, cinco foram negativas em ambas as técnicas e duas foram positivas na qPCR com carga viral de 1,35 e 5.758,80 cópias de DNA do vírus/ mg de tecido. Das 13 tartarugas que foram coletados mais de um tumor, uma apresentou resultado negativo em ambas as técnicas; seis apresentaram pelo menos um resultado negativo na PCR, mas positivo na qPCR e seis apresentaram resultado positivo em ambas as técnicas com uma carga viral variando de 278,33 a 389.909,85 cópias de DNA do vírus/mg de tecido (média de 41.954,69 ± 105.594,20) O valor de cópias de genoma por mg de tecido foi calculado multiplicando o valor encontrado na qPCR por 7,5 que corresponde as diluições realizadas durante a extração de DNA. A curva padrão teve um coeficiente de correlação > 0.9. O ChHV 5 está presente em 100% dos tumores induzidos por inoculação de filtrados de células tumorais (Ene *et al*. 2005) e em 95% das infecções naturais, sendo que em 79% dos FPs e fibromas analisados por PCR em tempo-real quantitativo, o vírus estava presente em níveis que excediam 10^4 cópias por 100 ng de DNA total de tumores (Quackenbush *et al.* 2001).

Quanto as características dos tumores, 86,84% estavam localizados na região anterior do corpo das tartarugas; 50% eram pigmentados, 81,6% apresentavam a superfície verrugosa e 18,4% lisa. Baptistotte (2007) caracterizou a ocorrência da GTFP em tartarugas na costa brasileira analisando 10.170 tartarugas marinhas durante os anos de 2000 a 2005. Das 8.359 tartarugas verdes analisadas, 1.288 apresentavam tumores. A média de prevalência nacional das tartarugas-verdes foi de 15,41% no período. A maioria dos tumores (72,5%) estava localizada na região anterior corpórea do animal, 25,2% na região posterior e 2,3% na carapaça e plastrão, sendo que nenhum tumor foi observado na cavidade oral.

O presente trabalho é o primeiro que relata a quantificação da carga viral em amostras de fibropapilomas no Brasil. Os dados mostram que alguns tumores podem apresentar uma alta carga viral. No Brasil, o DNA do herpesvirus já havia sido detectado por PCR em amostras de fibropapiloma e sangue de tartarugas marinhas em São Paulo (Monezi *et al.* 2006).

Agradecimentos/Financiadores

Agradecemos ao Projeto TAMAR pelo auxilio nas coletas, ao IBAMA pela licença de pesquisa e ao CNPq pelo apoio financeiro.

Referências Bibliográficas

Baptistotte, C., L.M.P. Moreira, J.H. Becker, G. Lopes, J.C. Castilhos, E. Lima, A. Grossman, J. Wanderlinde, e M.A. Marcovaldi. 2005. Frequency of occurrence of tumors in green turtles, *chelonia mydas* record by projeto TAMAR-IBAMA in Brazilian coast from years 2000 to 2004. *19th Annual Meeting of the Society for Conservation Biology* 14-15.

Baptistotte, C. 2007. *Caracterização especial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira*. Tese de Doutorado, ESALQ/USP. Piracicaba.

Chomczynski, P.A. 1993. A reagent for the single-step simultaneous isolation of RNA, DNA and protein from the cell and tissues samples. *Biotechniques* 15:532-537.

Davison, A.J.; R. Eberle, B Ehlers, G Hayward, D.J. Mcgeoch, A.C. Minson, P.E. Pellett, B. Roizman, M.J. Studdert, e E. Thiry. 2009. The order Herpesvirales. *Archives of Virology* 154:171-177.

Ene, A., S. Lemaire, C. Rose, S. Schaff, R. Moretti, J. Lenz, e L.H. Herbst. 2005. Distribution of Chelonid Fibropapillomatosis-Associates Herpesvirus variants in Florida: molecular genetic evidence for infection of turtles following recruitment to neritc developmental habitats. *Journal of Wildlife Disease* 41:489-497.

George, R.H. 1997. Health problems and diseases of sea turtles. Páginas 363-385 in Lutz P.L., E J.A. Musick (Eds.) *The biology of sea turtles*, vol. I. Boca Raton, USA: CRC Press.

Herbst, L.H., E.R. Jacobson, R. Moretti, T. Brown, J.P. Sundberg, e P.A. Klein. 1995. Experimental transmission of green turtle fibropapillomatosis using cell-free tumor extract. *Disease of Aquatic Organisms* 22:1-12.

Kang, K.I., F.J. Torres-Velez, J. Zhang, P.A. Moore, P.D. Moore, S. Rivera, e C.C. Brown. 2008. Localization of fibropapilloma-associated turtle herpesvirus in Green Turtle (*Chelonia mydas*) by in-situ hybridization. *Journal of Comparative Pathology* 139:218-225.

Monezi, T.A., N.M.G. Muller, E.R. Matushima, S. Rossi, M. Rondon, e D.U. Mehnert. 2006. Detecção de herpesvírus em tumor e sangue de tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* mantidas na base do Projeto TAMAR, Ubatuba-SP, nos anos de 2005 e 2006. *Anais do 10º Congresso e XV Encontro da Associação Brasileira de Veterinários de Animais Selvagens*, p. 21.

Quackenbusch, S.L., R.N. Casey, R.J. Murcek, T.A. Paul, T.M. Work, C.J. Limpus, A. Chaves, L. Dutoit, J.V. Perez, A.A. Aguirre, T.R. Spraker, J.A. Horrocks, L.A. Vermeer, G.H. Balazs, e J.W. Casey. 2001. Quantitative analysis of herpesvirus sequences from normal tissue and fibropapillomas of marine turtles with real-time PCR. *Virology* 287:105-111.

Yu, Q.,Y. Lu, V.R. Nerurkar, e R. Yanagihara. 2000. Amplification and analysis of DNA flanking known sequences of a novel herpesvirus from green turtle with fibropapilloma. *Archives of Virology* 145:2669-2676.

Genética populacional e conservação das espécies de tartarugas-marinhas do Brasil

Mediador: Fabrício Rodrigues dos Santos, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil

Genética da conservação da tartaruga verde (Chelonia mydas) no Brasil

Conservation genetics of the green sea turtle (Chelonia mydas) in Brazil

Naro-Maciel, E[1]; Bondioli, ACV[2]; Martin, M[3]; Baptistotte, C[4]; Bellini, C[5]; Almeida, AP[4]; Marcovaldi, MA[6]; Santos, AJB[7]; Torezani, E[4]; Amato, G[8]

[1]Biology Department, College of Staten Island, City University of New York, Staten Island, NY, 10314, USA. [2]Projeto Tartarugas, Instituto de Pesquisas Cananéia – IPeC, Rua Tristão Lobo 199, 11990-000 Cananéia, SP, Brasil. [3]Yale School of Forestry and Environmental Studies, New Haven, CT, 06511, USA. [4]Projeto TAMAR-ICMBio, Vitória, Espirito Santo, 29900, Brasil. [5]Projeto TAMAR-ICMBio, Av. Alexandrino de Alencar 1399, Tirol Natal RN, Brasil. [6]Projeto TAMAR-ICMBio, Praia do Forte, Bahia, 40210, Brasil. [7]Fundação Pró-TAMAR, Alameda do Boldró s/ número, Fernando de Noronha PE, Brazil. [8]Sackler Institute for Comparative Genomics, American Museum of Natural History, New York, New York, 10024, USA

Eugenia.NaroMaciel@csi.cuny.edu
Keywords: Chelonia mydas, mtDNA control region, mixed stock analysis

Protected areas successfully safeguard many organisms, and yet highly migratory species such as sea turtles may face serious threats when they leave the boundaries of these zones, underscoring the importance of understanding their population distribution. To investigate the population distribution of globally endangered green turtles in the Southwestern Atlantic Ocean, we sequenced a segment of the mitochondrial control region from turtles foraging at four sites in Brazilian waters, ranging from remote World Heritage Sites to highly urbanized areas (862 bp; n = 445), and analyzed them with respect to published data. At all sites the most common haplotypes were CMA-08 and CMA-05, and analysis uncovered several new sub-haplotypes. Results of "many-to-many" mixed stock analyses identified the primary natal sources of these feeding grounds, revealed the connectivity of the regionally important Trindade rookery, and highlighted the many threats outside of remote or protected areas. The study addressed calls for increased sampling in the Southwestern Atlantic, and provided data necessary for conservation and management of endangered green turtles within and outside of protected areas.

Financial Support: Royal Caribbean Ocean Fund, PETROBRAS, Arcelor Mittal

Conservation genetics of Hawksbill Sea turtles from the Brazilian coast

Fabrício Rodrigues dos Santos*[,1] Sibelle Torres Vilaça*[,†], Sarah Maria Vargas*[,†], Paula Lara-Ruiz*, Érica Molfetti*, Estéfane Cardinot Reis[§], Gisele Lôbo-Hajdu[§], Luciano Soares[¶].

*Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular (LBEM), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Av. Antônio Carlos, 6627, 31.270-010 Belo Horizonte, MG, Brazil. †Department of Biology and Evolution, University of Ferrara, Via L. Borsari 46, 44100 Ferrara, Italy. ‡Universidade Federal do Espírito Santo, Av. Fernando Ferrari, 514, 29075-910 Vitória, ES, Brazil. §Laboratório de Genética Marinha (LGMar), Departamento de Genética, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rua São Francisco Xavier, 524, 20.550-013 Rio de Janeiro, RJ, Brazil. ¶Projeto TAMAR-ICMBio, C.P. 2219, 41950-970, Salvador, BA, Brazil.

The Hawksbill (Eretmochelys imbricata) nests along the northeast coastline of Brazil, but over 90% of nests are registered in Bahia State where it is monitored by Projeto Tamar-IBAMA in Brazil. A preliminary study detected a high occurrence of interspecific hybrids in Bahia, where 42% of morphologically characterized hawksbills displayed loggerhead mtDNA haplotypes. Although the relative importance of hybridization in conservation biology seems to be controversial among researchers, a detailed study of the process is needed to evaluate natural or anthropogenic causes of this regional phenomenon. We have analyzed a set of 12 nuclear markers together mtDNA data to investigate in detail the hybridization events involving Eretmochelys imbricata, Caretta caretta and Lepidochelys olivacea. Our data indicates that mainly F1 hybrids were observed for the crossings L. olivacea x E. imbricata, and L. olivacea x C. caretta, whereas C. caretta x E. imbricata presents F1 and backcrosses with both parental species. In addition, the hybridization process observed between C. caretta x E. imbricata seems to be gender and species biased and we also found evidence of multispecies hybridization among C. caretta x E. imbricata x C. mydas. The results also indicate that hybridization is a very recent phenomenon that may be likely related to population decline due to anthropogenic causes, thus raising issues about the future conservation management of these populations.

Dinâmica populacional e filogeografia de tartaruga oliva (Lepidochelys olivacea)

Global Genetic Structure and Phylogeography of Olive Ridleys (Lepidochelys Olivacea)

Sandro Luis Bonatto, PUC/RS, Porto Alegre, RS, Brasil

The olive ridley turtle (Lepidochelys olivacea) has a global distribution across tropical and sub-tropical oceans, and is the most abundant marine turtles species. It is closely related to the Kemp's ridley (L. kempii) and the origin of both species is believed to be related to the closure of the Isthmus of Panama, about 3.5 to 5 million years ago. In this work we expand the previous study of Bowen et al. (1998) on the global phylogeography of olive ridley turtles using longer sequences of the mitochondrial DNA (mtDNA) control region and including fifteen nuclear DNA microsatellites (STRs) loci. A total of 324 olive ridleys, plus four Kemp's ridleys from all major nesting sites were sequenced and genotyped. The mtDNA revealed 29 olive ridley haplotypes, five haplotypes for the Atlantic Ocean (AT), nine for the Indo-Pacific (IP) region and 14 for the East Pacific (EP) and finally one haplotype for the Kemp's ridley. Phylogenetic and network analysis of the mtDNA found four distinct lineages within the olive ridley, two within the IP, one within AT, and one within the EP, and a closer relationship between a central haplotype found in Sri Lanka and Australia rookeries and haplotypes from Atlantic and East Pacific oceans. Olive ridleys show moderate to high genetic differentiation among regional rookeries separated by more than 500 km (pairwise F_{ST} was significant and varied from 0.1 to 0.88), but low genetic differentiation among closer rookeries (e.g. Surinam/French Guiana and Tiwi Island/McCluer Island (Australia) (pairwise F_{ST} from 0 to 0.04). However, Costa Rica/Mexico although separated by more than 500km, are not genetically distinct. The microsatellite analyses showed lower levels of genetic structure among regional nesting sites than did the mtDNA. Pairwise F_{ST} values varied from 0 to 0.04 between populations within the IP, from 0 to 0.08 between rookeries from AT, and from 0 to 0.02 between rookeries from EP. Between oceans, the pairwise F_{ST} vary from 0.03 to 0.18 between rookeries from IP and AT, from 0.04 to 0.24 between IP and EP, and 0.07 to 0.28 between AT and EP. Results from the software Structure indicated that our data support four genetic clusters that were also associated with Oceanic basins, and Kemp's ridley samples comprised a unique cluster.

Genetic diversity of loggerhead sea turtles (Caretta caretta) along the Brazilian coast: phylogeographic aspects and cases of hybridization

Gisele Lobo-Hadju, UERJ, Rio de Janeiro, RJ, Brasil

The loggerhead sea turtle, Caretta caretta, is the most common species of sea turtle nesting in Brazil and is listed as endangered by the IUCN. Our study characterizes the genetic structure of loggerheads in Brazil based on the variability of the mitochondrial DNA control region and presents a hypothesis for the colonization of Brazilian rookeries. We analyzed 329 samples from Brazilian rookeries and an oceanic foraging ground from South Brazil, and compared our results with previously published data for other loggerhead populations. Brazilian rookeries had four haplotypes, none of which has been reported for rookeries outside Brazil. Six haplotypes were found in the foraging aggregation. We also found specimens considered hybrids because they present olive ridley's (Lepidochelys olivacea) mtDNA, but had the external morphology of C. caretta, or of a mixture of both species. Based on the two types of hybrids, it was hypothesized that at least two hybridization events had occurred: a more ancient one, accompanied by introgression (F2 or later backcrosses), and a recent one (F1), both of which involving the same L. olivacea haplotype. The incidence of L. olivacea mitochondrial genome introgression into the C. caretta rookeries was only observed in Sergipe, which could be related to the large numbers of L. olivacea in this region and an overlap of reproduction periods of both species. The presence of the CC-A4 haplotype at all sampled sites and the low nucleotide diversity suggest a common origin for all rookeries, with CC-A4 being the ancestral haplotype of the Brazilian populations. The occurrence of haplotypes in the foraging aggregation that are known only from rookeries outside of Brazil is consistent with the transoceanic migratory behavior of loggerheads. Our results indicated that the colonization of Brazilian rookeries probably occurred from the southern USA stock. This recent colonization most likely followed a north to south route along the Brazilian coastline, influenced by, beside others, the Brazilian warm current. The occurrence of gene flow between different species of the Family Cheloniidae will significantly influence the development and implementation of management strategies in Brazil. Our results further suggest the existence of two genetic population units or evolutionary significant units (ESUs) of loggerheads in Brazil and corroborate natal homing behavior in loggerheads.

Key-words: conservation genetics, sea turtles, phylogeography, hybridization.

Artigos Internacionais

CARVALHO – FILHO, A.; MARCOVALDI, G.; SAMPAIO, C. L. S.; PAIVA, M. I. G.; DUARTE, L. A. G. First report of Aulopus (Teleostei: Aulopidae) from Southwestern Atlantic, with a review of records and a key to Western Atlantic Aulopoidei species. Zootaxa, n. 2628, p. 27–42 .2010.

CARVALHO – FILHO, A.; MARCOVALDI, G.; SAMPAIO, C. L. S.; PAIVA, M. I. G.; DUARTE, L. A. G. Two new records of uncommon deep-sea perciform fishes from the Southwestern Atlantic Zootaxa, n. 2694, p. 59-68 .2010.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; LIMA, E. H. S. M., THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA A. P. Sattelite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil. Endangered Species Research, v 12, p. 263-272, 2010.

PONS, M.; DOMINGO, A.; SALES, G.; FIEDLER, F. N.; MILLER, P.; GIFFONI, B.; ORTIZ, M. Standardization of CPUE of loggerhead sea turtle (Caretta caretta) caught by pelagic longliners in the Southwestern Atlantic Ocean. Aquat. Living Resour, v. 23, p. 65–75, 2010.

SALES, G.; GIFFONI, B. B.; FIEDLER, F. N.; AZEVEDO V. G.; KOTAS, J. E.; SWIMMER. Y.; BUGONI, L. Circle hook effectiveness for the mitigation of sea turtle bycatch and capture of target species in a Brazilian pelagic longline fishery. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 2010. Published online.

SANTOS, A. J. B.; FREIRE, E. M. X.; BELLINI, C.; CORSO G. Body Mass and the Energy Budget of Gravid Hawksbill Turtles (Eretmochelys imbricata) during the Nesting Season. Journal of Herpetology, v. 44, n. 3, p. 352–359, 2010.

SANTOS, R. G; MARTINS, A. S.; TOREZANI, E.; BAPTISTOTTE, C.; FARIAS, J. N.; HORTA, P. A.; WORK, T. M.; BALAZS, G. H. Relationship between fibropapillomatosis and environmental quality: a case study with Chelonia mydas off Brazil. Diseases of aquatic organisms, v. 89, p. 87-95, 2010.

SILVA, A. C. C. D. da,; CASTILHOS, J. C. de.; SANTOS, E. A. P. dos.; BRONDIZIO, L. S.; BUGONI, L. Efforts to reduce sea turtle bycatch in the shrimp fishery in Northeastern Brazil through a co-management process. Ocean & Coastal Management. N.53, p.570-576, 2010.

TOREZANI, E.; BAPTISTOTTE, C.; MENDES, S. L.; BARATA, P. C. R. Juvenile green turtles (Chelonia mydas) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espírito Santo, Brazil, 2000-2006. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, v. 90, n. 2, p. 233-246, 2010.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.; BARATA, P.C.R. Incidental Capture of Sea Turtles by the Lobster Fishery off the Ceará Coast, Brazil. Marine Turtle Newsletter, v. 128, p.16-19. 2010.

Artigos Nacionais

GOLDBERG, D. W.; ADEODATO, A.; ALMEIDA de, D.T.; CORRÊA, L.G.; WANDERLINDE, J. Green turtle head trauma with intracerebral hemorrhage: image diagnosis and treatment. Ciência Rural, vol.40, n.11, pp. 2402-2405, 2010.

Eventos Internacionais

FALLABRINO, A.; GONZALEZ-CARMAN, V.; BECKER, J. H.; BONDIOLI, A. C. V.; ESTIMA, S. C. Corredor Azul: Marine Protected Areas and Sea Turtles in SW Atlantic. In: SEA TURTLE SYMPOSIUM, 30. 2010, Goa – Índia. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2010.

MARCOVALDI M. A.; MARCOVALDI, G.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; MILAGROS LOPEZ, M. FERREIRA, B.; VINHAES, S.; CORDEIRO, P.; ROCHA, M.; THOMÉ, J. C.; COELHO, C.; BELLINI, C.; WANDERLINDE, J.; SALES, G.; BABTISTOTE, C.; SANTOS, A.; GOMES, B. M.; LIMA, E.; LIMA, E. P. Tamar Sings to Celebrate its 30th Anniversary, In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 30., 2010, Goa, Índia. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2010.

NARO-MACIEL, E.; MARTIN, M.; BONDIOLI, A. C. V.; ALMEIDA, A. P.; TOREZANI, E.; BAPTISTOTTE, C.; MARCOVALDI, M. A.; AMATO, G. & DE SALLE, R. Not just another mixed stock analysis: green turtles of Espírito Santo, Brazil. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 30., 2010, Goa, Índia. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2010.

SALES, G; GIFFONI, B. B; FIEDLER, F. N; AZEVEDO, V. G; KOTAS, J. E; SWIMMER, Y; BUGONI, L. Circle Hook Effectiveness for the Mitigation of Sea Turtle bycatch and Capture of Target Species in a Brasilian Pelagic Longline Fishery. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 30., 2010, Goa, Índia. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2010.

SANTOS, A. J. B.; BELLINI, C.; MONTE, C. Tagging Saturation Program of Nesting Hawksbill Turtles (Eretmochelys imbricata) in the Northeastern Brazil. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 30., 2010, Goa, Índia. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2010.

Eventos Nacionais

BEZERRA, M. F.; LACERDA, L. D. de L. ; COSTA, B. G. B.; LIMA, E. H. S. M; MELO, M. T. D. Concentração de Mercúrio Total em Tecido de Tartarugas Verdes (Chelonia mydas) Encontradas na Costa Oeste do Ceará. In: REUNIÃO ANUAL DA SBPC, 62. Rio Grande do Norte, Anais..., [S.l.:s.n.], 2010.

NETO, D. L.; SANTOS, A. J. B.; SPECHT, C. G. H. F.; BERTOLDO, L. P. P. Utilização de armadilhas fotográficas para identificação de potenciais predadores de ninhos de tartarugas marinhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 28., 2010. Belém. Resumos... [S.l.:s.n.], p 508, 2010.

DUTRA, G. H. P.; WERNECK, M.R.; SILVA, A. N. E.; NASCIMENTO, C. L. Lesões histopatológicas da infecção por Amphiorchis caborojoensis (Fischthal & Acholonu, 1976) em Eretmochelys imbricata (Linnaeus, 1758). In: CONGRESSO, 13. E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 19. Campos do Jordão, Resumos... [S.l.:s.n.], p 135-139, 2010.

GOMES, B. M.; ALVARENGA, F. S.; OTTONI, G.; FERNANDES, J. S.; GIFFONI, B. B.; FONSECA, V.; ALMEIDA, B. A. D. L. BECKER, J. H. Caracterização da Pesca de Emalhe e Interação com as Tartarugas Marinhas em Ubatuba – SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2010, Rio Grande do Sul. Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; KLEFASZ, A.; BARREIRA, L. A.; SOMBRA, C. M. L. Recapturas de Tartarugas Marinhas Registradas Pelo Projeto TAMAR-ICMBio, Base de Almofala, Ceará, durante os anos de 2007 E 2008. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2010, Rio Grande do Sul. Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; JORGE, C. de S.; KLEFASZ, A. ; BARREIRA, L. A.; SOMBRA, C. M. L. Terceiro Levantamento de Encalhes de Tartarugas Marinhas Registradas Pelo Projeto TAMAR-ICMBio, Regional Ceará/ Período - 2008 e 2009. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2010, Rio Grande do Sul. Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; LIMA, E. M.; THOMÉ, J. C.; ALMEIDA, A. P. Movimentos Migratório da Tartaruga-Cabeçuda, Caretta caretta, Monitorados Através de Telemetria por Satélite. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2010, Rio Grande do Sul. Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G.; THOME, J. C. A.; Da SILVA, A. C. C. D.; BELLINI, C.; LIMA, E. P.; GALLO, B.; WANDERLINDE.; LIMA, E. H. S. M.; SALES, G.; FIEDLER, F. N.; GIFFONI, B. B. Projeto TAMAR/ICMBio - Programa Interação Tartarugas Marinhas e Pesca. Base Metodológica e Situação Atual. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2010, Rio Grande. Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

MELO, M. T. D.; LIMA, E. H. S. M.; SILVA, M. P. Ocorrências de Tartarugas Marinhas Registradas Na Área de Atuação da Base do PROJETO TAMAR-ICMBio no Ceará Durante o Ano de 2009. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2010, Rio Grande. Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

PAIVA, M. I.; MARCOVALDI, G.; RODAMILANS, G.; PIRES, T.; SOUZA, E.; ROSTAN, G. Exposição de Animais de Profundidade "Submarino Amarelo", no Muzeu a Céu Aberto Projeto TAMAR/ICMBio, Praia do Forte, Bahia, Brasil. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ZOOLÓGICOS DO BRASIL, 34. 2010, Salvador Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

REGO, M. S.; RODAMILANS, G.; PIRES, T. T.; SOUZA, E.; PAIVA, M. I. G. de.; SANTANA, C. S.; ROSTAN, G., O Uso da Interpretação do Patrimônio no Museu Aberto das Tartarugas Marinhas, Projeto TAMAR/ICMBio de Praia do Forte. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ZOOLÓGICOS DO BRASIL, 34. 2010, Salvador Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

RODAMILANS, G.; REGO, M. S.; PIRES, T. T.; SOUZA, E.; PAIVA, M. I. G. de.; SANTANA C. S.; ROSTAN, G.; Condução Interpretativa: Ferramenta de Sensibilização Ambiental do Museu da Tartaruga Marinha do Projeto TAMAR/ICMBio. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ZOOLÓGICOS DO BRASIL, 34. 2010, Salvador Resumos...[S.l:s.n.], 2010.

RODENBUSCH, C. R.; BAPTISTOTTE, C.; MELO, M. T. D.; PIRES, T. T.; WERNECK, M. R.; TOREZANI, E.; CANAL, C. W. Characterization of Fibropapilloma Associated Turtle Herpesvirus in Green Turtle From Brazil. In: ENCONTRO NACIONAL DE VIROLOGIA, 21. Gramado, Resumos... [S.l:s.n.],p 77-78, 2010.

SILVA, P. F.; ANDREAZZE, R.; MAGALHÃES, M. S.; SANTOS, A. J. B. Avaliação da interação de insetos com ovos de (Eretmochelys imbricata) na área de estudo integral do Tamar, Município de Tibau do Sul RN, durante as temporadas de desova 2007/2008 e 2008/2009. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 28., 2010. Belém. Resumos... [S.l.:s.n.], p 481, 2010.

WERNECK, M. R.; GALLO, B.; SILVA, R. J. Ocorrência de Amphiorchis indicus Gupta & Mefrotra, 1981 (Digenea, Spirorchiidae) infectando tartaruga marinha verde Chelonia mydas Linnaeus, 1758 (testudines, Cheloniidae) no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE PARASITOLOGIA VETERINÁRIA,16.,2010, Campo Grande. Resumos... [S.l.:s.n.], 2010.

WERNECK, M.B.; GALLO, B.; SILVA, R. J. Ocorrência de Sthyphlotrema solitaria Looss, 1899 (Digenea. Sthyphlotrematidae) em tartarugas marinha da espécie Eretmochelys imbricata (testudines, Chelonidae) no Brasil. In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE PARASITOLOGIA VETERINÁRIA, 2010, Campo Grande. Resumos... [S.l.:s.n.], 2010.

Monografias

OLIVEIRA, F. L. C. Avaliação do sucesso reprodutivo de Lepidochelys olivacea (Testudines Chelonidae) no litoral sul de Sergipe. 2010, 37f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso) - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Sergipe, 2010.

ROSALEM, B. Análise Comportamental de Tartaruga Oliva (Lepidochelys olivacea) em cativeiro. Monografia (Trabalho de conclusão de curso) - Pontifícia Universidade Católica de Campinas, 2010.

ROCHA JÚNIOR, J.C. Ocorrência de Crustáceos Isópodes em Fêmeas de Tartarugas Marinhas, Praia do Forte – Bahia. Monografia (Trabalho de conclusão de curso) - Universidade do Vale do Itajaí – Santa Catarina, 2010.

Zootaxa 2628: 27–42 (2010)
www.mapress.com/zootaxa/
Copyright © 2010 · Magnolia Press

Article

ISSN 1175-5326 (print edition)
ZOOTAXA
ISSN 1175-5334 (online edition)

First report of *Aulopus* (Teleostei: Aulopidae) from Southwestern Atlantic, with a review of records and a key to Western Atlantic Aulopoidei species

ALFREDO CARVALHO-FILHO[1,4], GUY MARCOVALDI[2], CLÁUDIO L. S. SAMPAIO[3], M. ISABEL G. PAIVA[2] & LUIZ A. G. DUARTE[2]

[1]*Fish-Bizz Ltda. Rua Maria Garcez, 39, São Paulo, SP, 05424-070, Brasil*
[2]*Projeto Tamar-ICMBio. Avenida do Farol Garcia D´Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João, BA, 48280-000, Brasil*
[3]*Universidade Federal de Alagoas, Unidade de Ensino Penedo. Av. Beira Rio s/n°, Centro Histórico, Penedo, AL. 57.200-000*
[4]*Corresponding author. E-mail: alfie@telnet.com.br*

Abstract

In this second paper dedicated to report on deep-sea fishes from Brazilian waters, mainly from Bahia, the presence of one family and three species of Aulopoidei is reported for the first time from Brazilian waters: the aulopid *Aulopus filamentosus* (royal flagfin), the synodontids *Saurida normani* and *Synodus poeyi* (shortjaw lizardfish and offshore lizardfish, respectively). The presence of *Synodus saurus* and *Saurida suspicio* in Brazilian waters is discussed, and a key to the Western Atlantic Aulopoidei is provided.

Key words: Lizardfishes, flagfin, *Aulopus*, *Saurida*, *Synodus*, Aulopidae, Synodontidae, deep-sea fishes

Introduction

According to Davis (2010), the world-wide marine and usually deep-sea, benthic or pelagic Aulopiformes order, contains 16 families, split in 3 suborders of extant taxa: Alepisauroidei (Alepisauridae, Bathysauridae, Bathysauroididae, Bathysauropsidae, Chlorophthalmidae, Evermannellidae, Giganturidae, Ipnopidae, Notosudidae, Paralepididae, Scopelarchidae and Sudidae), Paraulopoidei (Paraulopidae), and Aulopoidei (Aulopidae, Pseudotrichonotidae, and Synodontidae). The latter suborder was represented in Brazilian waters only by the Synodontidae, with twelve species belonging to 4 genera: *Bathysaurus* (2), *Saurida* (4), *Synodus* (5), and *Trachinocephalus* (1) (Roux, 1973; Carvalho-Filho, 1999; Menezes & Figueiredo, 2003); *Bathysaurus*, formerly recognized within the Synodontidae, in now placed in its own family (Davis, 2010). Thus, until now, all the Aulopoidei from Brazilian waters belonged to the family Synodontidae, distributed in three genera and ten species: *Saurida brasiliensis*, *Saurida caribbaea*, *Saurida normani*, *Saurida suspicio*, *Synodus foetens*, *Synodus intermedius*, *Synodus poeyi*, *Synodus saurus*, *Synodus synodus*, and *Trachinocephalus myops*.

The family Synodontidae is distributed worldwide, and has about 74 species from four genera and two subfamilies: Synodontinae, with *Synodus* (44) and *Trachinocephalus* (3); and Harpadontinae, with *Harpadon* (5) and *Saurida* (21). For species account, see Russell (2002), Polanco & Acero (2005), Prokofiev (2008a), and Froese & Pauly (2010). Ten species are reported from the Western Atlantic and until now all of them were believed to be present in Brazilian waters (Roux 1973; Carvalho-Filho, 1999; Russell, 2002; Moura 2003). The monotypic genus *Trachinocephalus* is considered by Polanco & Acero (2005) as possible to be, in reality, a complex of at least three species; and Davis (2010) suggests that *T. myops* (Forster, 1801) "is a member of the genus *Synodus*, although further study is needed that would include a broader taxonomic sampling of the…species of *Synodus*".

On the other hand, the much less speciose family Aulopidae has about 14 species that belong to the genus *Aulopus* (Davis, 2010). The previously recognized genera *Hime* and *Latropiscis*, (Thompson, 1998; Nelson,

Accepted by M. Craig: 26 Aug. 2010; published: 28 Sep. 2010

2006; Thompson & Stewart, 2006a and 2006b; Prokofiev, 2008b) have been synonymied with *Aulopus* by Davis (2010). Two species are reported from the Atlantic: *Aulopus cadenati* Poll, 1953 (Tropical Eastern Atlantic) and *A. filamentosus* (Bloch, 1792), widespread in the Mediterranean and the Northern Atlantic from the Canary, Cape Verde, and Madeira islands to Senegal in the Eastern Atlantic, to the Bermuda, the Gulf of Mexico, Caribbean, and Venezuela in the Western Atlantic (Sulak, 1989a; Cervigón, 1991; McEachran & Fecchelm, 1998; Smith-Vaniz *et al.*, 1999).

Deep-sea research in Brazilian waters during the last 100 years has been limited, but recent exploratory fishing work has resulted in a number of new records and new species for the Southwestern Atlantic and Brazil (e.g. Franco *et al.,* 2007; Melo, 2007, 2009; Melo *et al.*, 2009; Vaske *et al.,* 2008; Mincarone *et al,* 2008; Mincarone & Anderson, 2008; Braga *et al.,* 2008; Caires *et al,* 2008; Campos *et al.,* 2009; Rotundo & Vaske, 2009; Santos *et al.,* 2009). In this paper we report the first occurrence of the family Aulopidae, with the species *Aulopus filamentosus,* collected off Bahia. Also from Bahia we confirm the occurrence in Brazilian waters of the shortjaw lizardfish, *Saurida normani* Longley, 1935, previously reported by Carvalho-Filho (1999), with no voucher specimens. Meristic and morphometric data are presented for these species, as well as for the offshore lizardfish, *Synodus poeyi* Jordan, 1887, which is herein more completely reported from Brazil. The occurrence in Brazil of *Saurida suspicio* Breder, 1927, reported by Roux (1973), and *Synodus saurus* Linnaeus, 1758, reported by Roux (1973), Carvalho-Filho (1999) and Moura (2003), is discussed. A key to Western Atlantic Aulopoidei is presented.

Material and methods

The description of *Aulopus filamentosus* is based on seven specimens and on literature data; the descriptions of *Saurida normani* and of *Synodus poeyi* are based on two specimens of each species and on literature data. Measurements of fishes, when possible, were taken with a digital caliper to tenths of millimeters (mm); measurements over 150 mm and to 300 mm were taken with a manual caliper to the nearest tenth of mm; over 300 mm with a ruler to the nearest tenth of mm. Lengths of specimens are Standard Length (SL). Digital pictures were taken from the examined specimens. For details about collection methods see Carvalho-Filho *et al.,* 2009.

Institutional abbreviations follow Leviton *et al.* (1985), except AZUSC (Acervo Zoológico da Universidade Santa Cecília, Santos, São Paulo), UFBA (Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia) and TAMAR (Projeto Tamar, São João da Mata, Bahia).

Results and discussion

Family Aulopidae

Aulopus filamentosus (Bloch, 1792).
Royal Flagfin, Yellowfin Aulopus (English); Trairado (Brazilian Portuguese).
(FIG 1)

Material examined: UFBA 2817 (3 ex, one male – 332.3 mm SL - and 2 females – 325.2 and 334.2 mm SL) Brazil, Bahia, São João da Mata, Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 350 m, 10 May 2006 (largest female) and June 2006; TAMAR 004 (1 ex, female: 321.4 mm SL), Brazil, Bahia, São João da Mata, Praia do Forte, collectors G. Marcovaldi and A. Carvalho-Filho, depth 400 m, 15 August 2006; TAMAR 006 (1 ex, male: 324.8 mm SL), Brazil, Bahia, São João da Mata, Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 400 m, 15 October 2006; MZUSP 98894 (1 ex, female: 351.4 mm SL), Brazil, Bahia, São João da Mata, off Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 400 m, November 2007; AZUSC 3609 (1 ex, female: 318.1 mm SL), Brazil, Bahia, São João da Mata, Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 250 m, 12 April 2009.

On May 10, 2006, a large “lizardfish” was caught by the TAMAR team, a photograph was taken and the fish preserved. The fish was caught some 10 miles off Praia do Forte, (12º36´96”S; 37º53´78”W), Mata de São João, Bahia, Brazil, 400 m deep, with electric reel, and sardines as bait. It was a mature female which measured 351 mm SL. With continuous fishing at the same area and depth, other specimens were collected as depicted in Table 1. The identification of this fish as *Aulopus filamentosus* was confirmed by the late Dr Bruce A Thompson, Louisiana State University, (pers. comm., May 18, 2006) who wrote: “The literature would call this form *Aulopus nanae*, but …. I … cannot find differences between the western Atlantic form and the eastern Atlantic form where the males have an elongate filament on the anterior rays of the dorsal fin. The female lacks these very elongate filaments and often has a black blotch on the tip of the first few dorsal rays. There is a second *Aulopus* in the Atlantic confined to the African coast. This is *Aulopus cadenati* and neither sex has filaments in the anterior part of the dorsal ray. …. use the name *filamentosus* instead of *nanae*.”

We examined seven fishes (Table 1.A–B), ranging from 321 to 351 mm SL, two males and five females, one of these the largest.

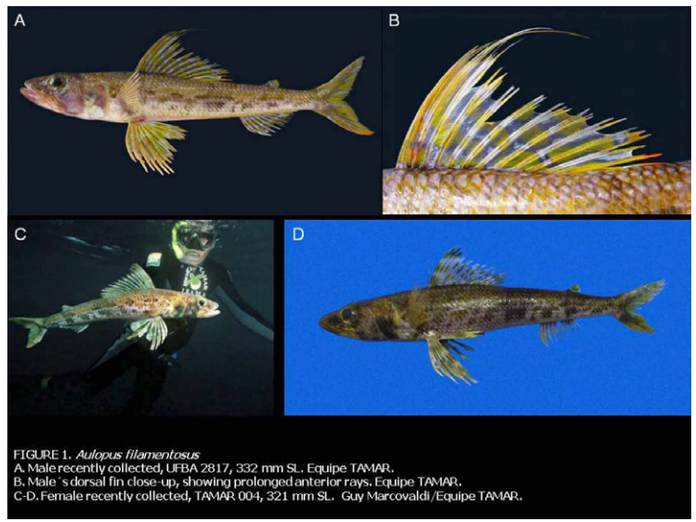


FIGURE 1. *Aulopus filamentosus*
A. Male recently collected, UFBA 2817, 332 mm SL. Equipe TAMAR.
B. Male´s dorsal fin close-up, showing prolonged anterior rays. Equipe TAMAR.
C-D. Female recently collected, TAMAR 004, 321 mm SL. Guy Marcovaldi/Equipe TAMAR.

Diagnostic characters: Based on examined specimens and literature (Mead, 1966; Sulak, 1989a; Cervigón, 1991; McEachran & Fechhelm, 1998; Thompson, 2002, 2008) (Table 1.A–B). Our data wide the range of several counts and body proportions.

Body moderately elongate and slender, oval in cross-section; head large, robust, about 30% of SL; snout relatively long and depressed; eyes large, elliptical, about the size of the snout length; upper jaw expanded posteriorly with two supramaxillaries, reaching to or beyond the eye centre; jaw teeth simple, short, depressible (but outer row), in broad bands, those in inner row usually longer; gill-rakers on first arch, 12–15, including rudiments. Dorsal fin high, located on anterior 1/3 of body, with 14–16 rays, the anterior 2–4 with an elongate filament on males; a small adipose fin above midpoint of anal fin; anal fin with 10–13 rays, shorter and lower than the dorsal fin; pelvic fin large, longer than pectoral and with 9 rays, the outer 4 rays thickened; pectoral fin rays 12–14; caudal fin forked. Scales on upper body spinoid to ctenoid, largest on gill cover; snout, top of head, and mandible, naked; belly and breast covered by cycloid scales; lateral line complete, with 47–53 scales; presence of small bony scutes (fulcral scales) preceding the procurrent caudal rays. Color greenish-brown to olive with darker saddles and lateral blotches; head darker, purplish to pink; upper body and head suffused with yellow; dorsal fin tip black; the males are more brightly colored, with red, orange, and yellow markings and bars on fins, but females might also present smaller reddish to orange marks

on fins; in life the scales are iridescent with transverse bands, and the belly silvery to whitish or light pink; adipose fin tip yellowish-green to orange. Grows to about 44 cm SL.

According to Ditty *et al.* (2006) the eggs of aulopids are unknown and the larvae and young are known only for *Hime* (*Aulopus*) *japonicus* from the Pacific Ocean. "…Descriptions of *Aulopus filamentosus* in Taning (1918) and Sanzo (1938) are erroneous and should be correctly ascribed to *Bathypterois* in the Ipnopidae…" (Ditty *et al.* 2006).

TABLE 1A. *Aulopus filamentosus*. Meristic data from selected papers.

Counts	Mead (1966)*	Sulak (1989a)	Cervigón (1991)*	Cervigón (1991)*	McEachran & Fechhelm (1998)*	Thompson (2002) *	Present Study
Number of specimens	01	No data	01,A	01,B	Based on Mead	No data	07
Dorsal fin rays	15	16	14	15	15	14–16	14–15
Anal fin rays	12	11–12	12	12	12	10–13	11
Pectoral fin rays	12–13	12–13	13	13	12–13	13	13–14
Lateral line, scales	48	48–53	47	48	48	48–53	48–53
Total gill rakers	14	No data	13	14	14	No data	12–15

* As *Aulopus nanae.*

TABLE 1B. *Aulopus filamentosus.* Selected proportional measurements in % of SL

Proportions	Mead (1966)*	Cervigón (1991)**	Present Study***	Range
Head Length	30.0	28.5–29.0	29.3–30.8	28.5–30.8
Snout Length	8.3	7.3–7.6	8.4–9.1	7.3–9.1
Eye horizontal diameter	6.9	7.3–7.7	6.0–6.5	6.0–7.7
Eye vertical diameter	6.3	No data	4.6–5.4	4.6–6.3
Postorbital length	15.8	No data	12.8–14.7	12.8–15.8
Interorbital bony space	3.6	3.5	4.3–5.0	3.5–5.0
Body depth (dorsal fin or.)	16.6	16.5–16.7	17.4–18.3	16.5–18.3
Predorsal length	36.4	34.2–34.6	37.5–39.5	34.2–39.5
Preanal length	68.8	No data	71.2–79.0	68.8–79.0
Pectoral fin length	No data	14.5–16.5	15.1–16.0	14.5–16.5
Ventral fin length	27.6	21.4–23.9	20.5–25.6	20.5–27.6
Anal fin base	13.9	13.7	10.8–13.0	10.8–13.9
Dorsal fin base	21.7	22.1	19.1–20.3	19.1–22.1

*Holotype of *A. nanae* Mead, 1958, 223 mm SL. ** Two adult females, as *A. nanae*. *** Seven specimens as listed in text.

Range: Mediterranean and Atlantic: Eastern Atlantic from the Azores, Canary, Cape Verde, and Madeira islands, to Senegal; Western Atlantic from Bermuda, the Gulf of Mexico, Caribbean, and Venezuela to Eastern Brazil, Bahia (Mead, 1966; Sulak, 1989a; Cervigón, 1991; McEachran & Fechhelm, 1998; Santos *et al.*, 1997; Thompson, 2002, 2008). Our records extend the range of *Aulopus filamentosus* about 3,500 km to the Southern Atlantic.

Proposed Brazilian name: "Trairado", meaning "similar to the Traíra" a freshwater fish (Characiformes, Erythrinidae, *Hoplias* spp.) very common in Brazil that resembles *Aulopus filamentosus*.

Depth of occurrence: All the Brazilian specimens were caught on the bottom in about 250 to 400 m depth. The range of depth from the literature is between 50 and 1000 m (Thompson, 2008).

Behavior: Visual observations from the UID (underwater inhabited device) "Server-2", made in the 1980s at the seamounts of the Azores region, reported that this species was sighted on the Meteor Seamount at

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16

a depth of 360–460 m lying motionless on the bottom at sites with rocky outcrops, more seldom on sandy seafloor; only at a photoflash did they break away to swim short distances (0.2–0.5 m), moving aside from the UID (Pakhorukov, 2008). This species probably ambushes passing prey at the sea bottom. A project to maintain live specimens in especial aquariums and study their behavior is being developed by TAMAR at its public exhibition area at Praia do Forte.

Reproduction: The five females examined had immature eggs.

Family Synodontidae

***Saurida normani* Longley, 1935**
Shortjaw Lizardfish (English), Lagartinho (Brazilian Portuguese).
(FIG. 2)

Material examined: UFBA 2821 (1 ex.: 283 mm SL), Brazil, Bahia, São João da Mata, off Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 300 m, 26 October 2006. TAMAR 0054 (1 ex.: 275 mm SL), Brazil, Bahia, São João da Mata, off Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 400 m, 27 May 2007.

On May 27, 2007, two slender, silvery, lizardfishes were collected off Bahia, São João da Mata, Praia do Forte at a depth of about 400 m. One of them, smaller and slender, was easily identified as the Caribbean lizardfish (or smallscale lizardfish), *Saurida caribbaea*, a common species of the genus in the area. The other one, stouter, larger and with the upper jaw longer than the lower, thus different of the smaller one, was preserved in the TAMAR collection and later identified by the first author as *Saurida normani,* the Shortjaw lizardfish. This is a fish rarely observed in Brazilian waters and, as far as known there are no other voucher specimens in any Brazilian scientific institution, despite having been recorded for the region by Carvalho-Filho (1999) and Costa *et al.* (2007).

We examined two male specimens, both collected at a depth of about 400 m.

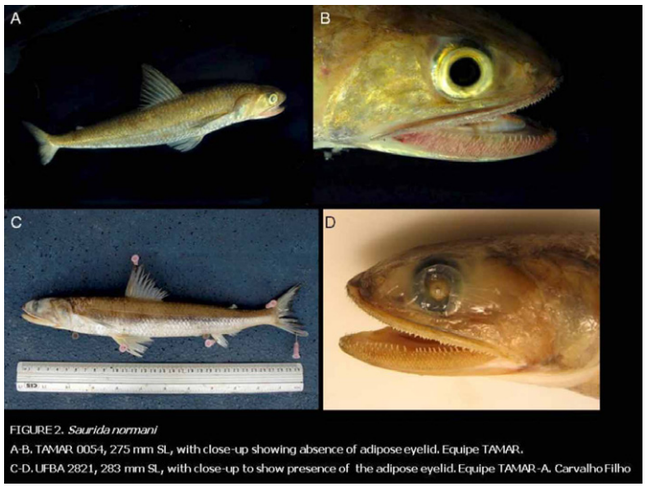


FIGURE 2. *Saurida normani*
A-B. TAMAR 0054, 275 mm SL, with close-up showing absence of adipose eyelid. Equipe TAMAR.
C-D. UFBA 2821, 283 mm SL, with close-up to show presence of the adipose eyelid. Equipe TAMAR-A. Carvalho Filho

Diagnostic characters: Based on the examined specimens and literature data (Anderson *et al.*, 1966; Böhlke & Chaplin, 1968; Uyeno & Aizawa, 1983; Cervigón, 1991; Cervigón *et al.*, 1993; McEachran & Fechhelm, 1998; Carvalho-Filho, 1999; Russell, 2002; Ditty *et al.*, 2006). (Table 2.A–B).

Body cylindrical, moderately elongate and slender; head almost cylindrical; snout blunt, slightly shorter than eye diameter; interorbital space somewhat concave, the wider of Atlantic *Saurida* species; upper jaw

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16

extends beyond lower jaw when the mouth is shut, a character unique among the Atlantic species of the genus; eye usually with a large adipose eyelid; dorsal fin origin anterior to mid-body, about equidistant between adipose fin and tip of snout, with 10–12 rays, the tips of the anterior, when depressed, usually extend beyond tips of all succeeding rays; anal fin with 9–11 rays, its base shorter than dorsal fin base; pelvic fin has 9 rays, the medial rays slightly longer than outer rays; pectoral fin with 13–14 rays and extends well beyond pelvic fin origin; scales moderate, the lateral line with 51–56 and not enlarged; pre-dorsal scales, 13–17; 4 rows of complete scales between lateral line and origin do dorsal fin; long and pointed axillary scales on pectoral and pelvic fins bases; gill-rakers very small, numerous and close-set. The color on head and body above lateral line is brownish to tan or grayish and some horizontal rows of scales might have a bluish center and a darker border; belly yellowish to silvery white with very small grayish dots; usually five or six, eventually up to nine, dark rounded blotches along lateral line, often inconspicuous; dorsal fin dusky, the tip often darker; caudal fin dusky, the borders eventually darker; pectoral fin with upper half dusky; anal and pelvic fins pale, the last one eventually with a dark, faded blotch on anterior edge; post-larvae up to 40 mm with 6 large ovoid peritoneal spots along gut, one or two on anal fin base and two in the ventral caudal peduncle. The largest Atlantic *Saurida* species with a maximum known size of about 450 mm; with about 400 mm SL, it weights 500 g.

Range: Western Atlantic, from North Carolina, USA to Bahia, Brazil, including the Gulf of Mexico and the Caribbean (McEachran & Fechhelm, 1998; Carvalho-Filho, 1999; Russell, 2002; Ditty *et al.*, 2006 and Costa *et al.*, 2007).

TABLE 2A. *Saurida normani*. Meristic data of selected papers.

Counts	Anderson *et al*. (1966)	Uyeno & Aizawa (1983)	Cervigón (1991)	McEachran & Fechhelm (1998)	Present Study
Number of specimens	39	20	10	No data	02
Dorsal fin rays	10–12	11–12	11–12	10–12	11
Anal fin rays	09–11	10–11	09–11	09–11	10–11
Pectoral fin rays	13–14	13	13–14	13–14	13–14
Lateral line, scales	51–56	51–54	53–56	51–56	51–54
Predorsal scales	13–17	No data	No data	No data	14–15

TABLE 2B. *Saurida normani*. Selected proportional measurements in % of SL. Number of specimens as in Table 2A.

	Anderson *et al*. (1966)	Cervigón (1991)	Present Study
Head Length	22.7–26.7	25.1–28.3	23.6–24.4
Snout Length	4.2–5.7	6.5–7.2	6.2–6.4
Eye horizontal diameter	4.7–6.3	5.0–6.8	5.0–5.5
Interorbital	4.9–5.7	No data	5.5–6.0
Body depth (pelvic fin or.)	11.7–15.1	13.3–16.6	16.3–16.4
Predorsal length	37.5–43.4	No data	40.4–40.6
Preanal length	72.3–77.0	No data	72.4–76.4
Pectoral fin longest ray	12.1–15.7	15.3–16.8	15.6–16.4
Ventral fin longest ray	12.6–16.2	16.7–17.0	16.3–17.0
Anal fin base	11.3–15.1	No data	10.1–12.0
Dorsal fin base	7.7–9.5	No data	9.5–10.6

Proposed Brazilian name: “Trairado-Branco” meaning white “Trairado”, the common name proposed for *Aulopus filamentosus*, with which has strong resemblance due to its size and habitat.

Depth of occurrence: The examined specimens were collected in about 400 m deep. The range of depth from the literature is between 25 and 550 m (Cervigón *et al.*, 1993).

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16

Behavior: Adults live over soft bottoms and postlarvae have been collected in surface reef waters (Cervigón, 1991). Nothing is known to date about its diet and reproduction.

***Synodus poeyi* Jordan, 1887.**
Offshore Lizardfish (English), Lagarto-do-Fundo (Brazilian Portuguese).
(FIG 3)

Material examined: *Synodus poeyi*: MZUSP 95441 (1 ex.: 72.7 mm SL), Brazil, 14º49´12”S and 39º00´14”W, Bahia, Ilhéus, Projeto AFAPESCA, ponto 02, collectors L.E. Morais, R.M. Romero & R. O'Reilly Vasques, depth 16 m, February 2004. MZUSP 95442 (1 ex.: 58.9 mm SL), Brazil, 14º49´01”S and 39º00´14”W, Bahia, Ilhéus, Projeto AFAPESCA, ponto 01, collectors L.E. Morais, R.M. Romero & R. O'Reilly Vasques, depth 16 m, January 2005.



FIGURE 3. *Synodus poeyi*
A-B. MZUSP 95441, 72 mm SL, with close of head to show the small fleshy knob on lower jaw tip. A. Carvalho Filho
C. Adult from Gulf of Mexico. Richard H. Moore

Synodus foetens: MZUSP 896 (1 ex.: 155.2 mm SL), Brazil, São Paulo, Santos, Largo do Canéu, collector Luederwaldt, June 1914; MZUSP 90800 (2 ex: 120.0–135.3 mm SL), Brazil, 20º47´59”S and 40º35’00”W, Espírito Santo, Anchieta, collectors C. Moreira & L. Souza, 11 April 2006; MNHN 1975-117 (1 ex.: 86,2 mm SL), Brazil, station 122, 23º26´S, 44º36´W, 36 m, rubble bottom, previously identified by Roux (1973) as *Synodus saurus*.

Synodus intermedius: MZUSP 43484 (1 ex.: 171.2 mm SL), Brazil, São Paulo, Laje de Santos island, collector R.L. Moura, depth 18 m, 25 August 1991. MZUSP 60547 (2 ex.: 62.7–155.8 mm SL), Brazil, Bahia, 17º57´50”S and 38º42’00”W Abrolhos Arquipelago, Santa Barbara island, collectors Moura, Francini-Filho, Flesch, Leite & Sazima, depth 7 m, 19 March 1999.

Synodus synodus: MZUSP 66784 (1 ex.: 89.9 mm SL), Brazil, 22º52´S and 41º56´W, Cabo Frio, Rio de Janeiro, collector Moura, Francini-Filho, Flesh *et al*. March 2000. MZUSP 75284 (1 ex.: 58.5 mm SL), Brazil, Bahia, Itaparica island, collector A. Carvalho-Filho, October 1984 1977.

Trachinocephalus myops: MZUSP 17796 (1 ex.: 101.5 mm SL), Brazil, 19º28´S and 39º35´W, N. Oc. Prof. W. Besnard, 15 m, 11 August 1969. MZUSP 75285 (1 ex.: 192.2 mm SL), Brazil, São Paulo, Guarujá, collector A. Carvalho-Filho, January 1979.

Examining the Synodontidae specimens deposited at the MZUSP collection, we found a *Synodus* species yet to be properly reported from Brazilian waters, *S. poeyi.* Despite already reported from Brazil by several authors (Uyeno & Aizawa, 1983; Eskinazi & Lima, 1968; Roux, 1973; Carvalho-Filho, 1999; and Costa *et al.,* 2007), only Moraes *et al*. (2009) records this species based on voucher specimens.

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16

Diagnostic characters: Based on the examined specimens and literature data (Poey, 1883 - as *S. intermedius;* Jordan & Evermann, 1896; Anderson *et al*. 1966; Walls, 1975; Uyeno & Aizawa, 1983; Cervigón, 1991; McEachran & Fechhelm, 1998; Carvalho-Filho, 1999; Russell, 2002; Ditty *et al*., 2006). (Table 3.A–B).

Body cylindrical, moderately elongate and slender; head depressed, the top only slightly rugose; snout wide, sub-conical and moderately acute, shorter than eye in individuals to about 100 mm SL and equal to larger in adults; interorbital space moderately concave; lower jaw extends beyond upper jaw and its tip has a fleshy knob, more prominent in adults; dorsal fin origin anterior to mid-body, with 10–12 rays, the tips of the anterior, when depressed, extend to or usually beyond tips of some succeeding rays; anal fin with 9–12 rays, its base shorter than dorsal fin base; pelvic fin has 8 rays, the 6th,7th or even 8th inner rays the longest; pectoral fin with 10–12 rays and extends beyond pelvic fin origin; scales large, the lateral line with 43–48, not enlarged but slightly keeled on caudal peduncle; pre-dorsal scales, 13–16; 3 rows of complete scales between lateral line and origin do dorsal fin; enlarged axillary scales on pectoral and pelvic fins bases; large supraorbital scale, smooth. The color on head and body above lateral line is greenish or grayish brown, with several longitudinal yellowish lines; white to yellowish or flesh-colored (mainly on chest) below the lateral line; about eight obscure dark, diamond-shaped blotches, on sides along lateral line, not reaching the dorsum and more conspicuous in the young; fins pale to dusky; no black patch on shoulder girdle under opercle; adipose fin and fleshy knob on tip of lower jaw are darkened to almost black, more conspicuous in large specimens; iris reddish; post-larvae up to 30 mm with 6 large ovoid peritoneal spots along gut about equal to eye diameter, the last two more closely spaced than others. A small species of *Synodus*, its maximum known size is about 200 mm SL.

TABLE 3A. *Synodus poeyi.* Meristic data of selected papers.

Counts	Anderson *et al*. (1966)	Uyeno & Aizawa (1983)	Cervigón (1991)	McEachran & Fechhelm (1998)	Present Study
Number of specimens	17	12	04	No data	02
Dorsal fin rays	10–12	10–11	10–11	10–12	11
Anal fin rays	09–12	10–11	09–10	9–12	10–11
Pectoral fin rays	10–12	11–12	11–12	10–12	12
Lateral line, scales	43–48	43–44	46	43–48	43–44
Predorsal scales	13–16	No data	No data	No data	14

TABLE 3B. *Synodus poeyi.* Selected proportional measurements in % of SL. Number of specimens as in Table 2–A.

	Anderson *et al*. (1966)	Cervigón (1991)	Present Study
Head Length	22.1–28.3	26.8–27.1	27.7–28.6
Snout Length	2.6–6.5	6.3–6.9	5.9–6.6
Eye horizontal diameter	5.0–12.4	6.6–8.1	7.0–7.4
Interorbital	3.4–5.1	No data	4.8–5.3
Body depth (pelvic fin or.)	8.8–18.5	13.6–15.4	11.0–13.2
Predorsal length	37.1–43.0	No data	43.3–43.8
Preanal length	71.4–77.4	No data	74.0–75.2
Pectoral fin longest ray	11.5–15.8	13.0–14.1	12.5–12.9
Ventral fin longest ray	14.2–20.4	18.3–21.1	20.1–22.2
Anal fin base	8.3–13.0	No data	11.0–11.7
Dorsal fin base	13.2–16.6	No data	13.8–14.9

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16

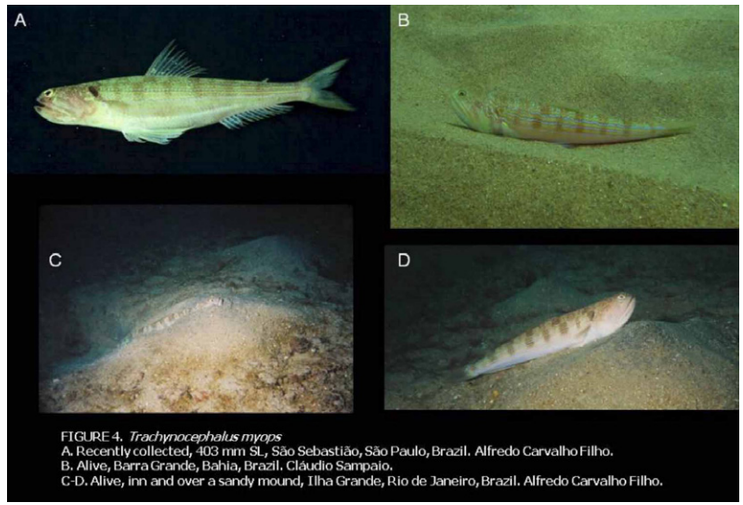


FIGURE 4. *Trachynocephalus myops*
A. Recently collected, 403 mm SL, São Sebastião, São Paulo, Brazil. Alfredo Carvalho Filho.
B. Alive, Barra Grande, Bahia, Brazil. Cláudio Sampaio.
C-D. Alive, inn and over a sandy mound, Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil. Alfredo Carvalho Filho.

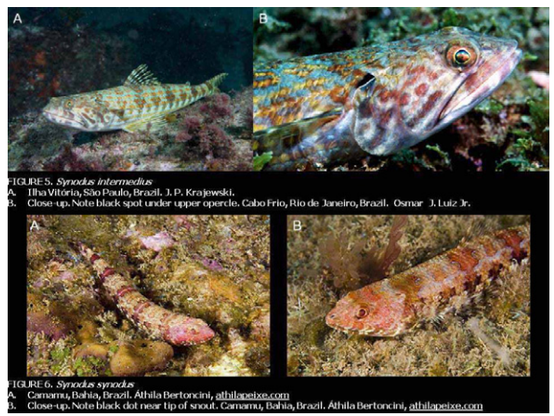


FIGURE 5. *Synodus intermedius*
A. Ilha Vitoria, São Paulo, Brazil. J. P. Krajewski.
B. Close-up. Note black spot under upper opercle. Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brazil. Osmar J. Luiz Jr.

FIGURE 6. *Synodus synodus*
A. Camamu, Bahia, Brazil. Áthila Bertoncini, athilapeixe.com
B. Close-up. Note black dot near tip of snout. Camamu, Bahia, Brazil. Áthila Bertoncini, athilapeixe.com

Range: Western Atlantic, from North Carolina, USA to Bahia, Brazil, including the Gulf of Mexico and the Caribbean (McEachran & Fechhelm, 1998; Carvalho-Filho, 1999; Russell, 2002; Costa *et al.*, 2007, Moraes *et al*., 2009)

Proposed Brazilian name: "Lagarto do fundo" meaning "lizardfish from offshore".

Depth of occurrence: Both examined specimens were collected at 16 m depth, the shallowest depth ever reported for the species. They were also collected relatively close to shore, an uncommon occurrence for this mainly offshore fish. The range of depth from literature is between 27 and 315 m (Russell, 2002; Froese & Pauly, 2008). Apparently replaces the common *Synodus foetens* in waters up to 50 m deep.

Behavior: The examined specimens were collected from sandy bottoms. Eskinazi & Lima (1968) reported the collection of four specimens between 45 and 69 m deep and from sandy, rubble and calcareous algae bottoms; Cervigón (1991) included muddy bottoms for adults and surface reef waters for postlarvae. Nothing is yet known about its diet and reproduction, but mature females were collected from Venezuela in February (Cervigón, 1991).

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16

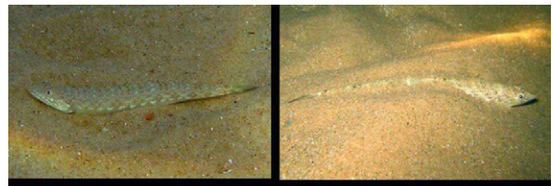


FIGURE 7. *Synodus foetens*. Both photographs from Bahia, Brazil. Cláudio Sampaio.



FIGURE 8. *Synodus saurus*. Both photographs from Azores Islands, Portugal. Osmar J. Luiz Jr.

The presence of *Synodus saurus* in Brazilian waters

Carvalho-Filho (1999) reported the presence of *Synodus saurus* in Brazilian waters based on Roux (1973) and the following sighting. Moura (2003, p. 83, Fig. 1.3.33) also reported the presence of this species in Brazilian waters, based on a photograph at Parcel Manuel Luís, a remote reef area north off São Luís do Maranhão (some 100 miles offshore), Northern Brazil. Carvalho-Filho identified the specimen as *Synodus saurus*. The absence of a dark blotch on upper margin of gill cover and the profusion of blue lines and dots on the sides of the body led to that identification; but no voucher specimen was collected and apart from Roux's record, none from Brazil could be found in any collection around the world.

Studying digital pictures of Roux´s specimen, as well as the published work of Anderson *et al.* (1966), Böhlke & Chaplin (1968), and analyzing pictures of the true *S. saurus* (Wirtz, 1994; Debelius, 1997; Froese & Pauly, 2008; Humann & DeLoach, 2008), we conclude that there is not enough evidence to corroborate the presence of the species in Brazilian waters, as follows:

Roux reported the specimen from a single station, number 122, at 23º26´S, 44º36´W, 36 m deep, over rubble bottom. This station is very close to shore in Paraty region (Rio de Janeiro state) in Southeastern Brazil. If the identification was correct, this would be the first report of the species in a non-offshore island environment in the Western Atlantic. Over the last 15 years thousands of scientific dives and exploratory and commercial trawling have been undertaken in the area, but none have reported the presence of the species, although there have been abundant reports of *S. foetens, S. intermedius, S. synodus* and *Trachinocephalus myops*. We also examined high definition digital pictures taken by Claude Ferrara (FIG 13) of the preserved specimen (MNHN 1975-0117), send to us by Romain Causse, manager of the MNHN fish collection, and we identified it as *Synodus foetens*. The short pectoral fin (not reaching the pelvic origin); the triangular, acute, dorsal profile of the snout (greater than eye-length), and the number of scales between the dorsal fin origin and the lateral line (4.5), led us to this identification.

Moura and Carvalho-Filho's identification of the Parcel Manuel Luís specimens might not be correct and unfortunately the photograph is no longer available.. The fish visually measured about 15–20 cm and its color pattern presented several conspicuous diamond shaped blotches over the lateral line, plus some other dark blotches between those and about 4 saddle-like dark blotches on dorsum; several light blue and yellow lines on back and upper sides, and a row of bluish spots below the lateral line; there was no bright blue or marked pale line running on back, above and parallel to the lateral line. The literature data show that this color pattern, for *S. saurus*, is present only in young fish to about 100 mm SL; in larger individuals the dark marks become faded and indistinct (Anderson *et al.*, 1966); photographs of both forms are illustrated by Debelius (1997:

p86). The absence of the bright blue or conspicuous pale line on the back also is evidence against identification as *S. saurus*. The true identification of the specimen from Parcel Manuel Luís could either be of *S. synodus* or an extralimital *S. intermedius*.

As no voucher specimens were found at the National Ichthyologic Collections Information Service (Brazil, www.mnrj.ufrj.br/pronex/pronex.htm) we conclude that there is no evidence to presently support the presence of *S. saurus* in Brazilian waters.

The presence of *Saurida suspicio* and other species of the genus in Brazilian waters.

Material examined: *Saurida brasiliensis*: Specimens deposited in MZUSP collection: MZUSP 17922 (4 ex.: 79.6–95.1 mm SL), Brazil, 27º57'S and 48º16´W, N. Oc. Prof. W. Besnard, Station 1187, 16 August 1970. MZUSP 80384 (6 ex.: 29.0–75.4 mm SL), Brazil, 32º52'57"S and 50º33´31"W, N. Oc. Atlântico Sul, Revizee Sul, Station 389, 103 m., 20 December 1997.

Saurida caribbaea: Specimens deposited in MZUSP collection: MZUSP 80390 (5 ex.: 73.2–94.4 mm SL), Brazil, 26º06´35"S and 46º13´55"W, N. Oc. Atlantico Sul, Revizee Sul, Station 240, 255 m., 13 May 1997. MZUSP 17859 (4 ex.: 74.4–95.3 mm SL), Brazil, 23º15´S and 42º24´W, N. Oc. Prof. W. Besnard, Station 1146, 110 m, 08 August 1970. MNHN 1975-111 (4 ex.: 58.4–78.4 mm SL), Brazil, station 150, 30º40´S, 49º35´W, 135–141 m, sandy bottom, previously identified by Roux (1973) as *Saurida suspicio*.

Roux (1973) reported the collection of four specimens of *S. suspicio* from a single station from southern Brazil (station 150, 30º40´S, 49º35´W, 135–141 m, sandy bottom); *S. brasiliensis* was also collected from the same station. Another species, *S. caribbaea*, was reportedly collected from two northern stations (station 92, "plage de Anchieta", Espírito Santo state, 5–10 m; and station 104, off Rio de Janeiro, 103 m; the first station (92) is probably in error, not only because the depth and site (a beach), but also because *S. caribbaea* is not listed for any other station except for 104.

Figueiredo *et al.* (2002) and Bernardes *et al.* (2005), only to refer to the most recent publications dealing with exploratory research in Southeastern and Southern Brazil, reported the collection of about 4,800 *Saurida* specimens, roughly 4,300 of which are identified as *S. caribbaea*. *S. caribbaea* is by far the commonest species in Brazilian waters.

The main taxonomic differences between *S. caribbaea* and *S. suspicio* are: predorsal scales 13–18 (*suspicio*) against 18–21 (*caribbaea*); three rows of complete scales between lateral line and base of dorsal fin (*suspicio*) against four (*caribbaea*); pectoral fin tip reaching to or barely past the pelvic fin origin (*suspicio*) against much beyond the pelvic fin base (*caribbaea*). The geographic range of *suspicio* is restricted to the Northern Atlantic and "a rather limited range associated with the Bahamas, West Indies, and Caribbean Sea (Anderson *et al.*, 1966)", south to Venezuela and Trinidad & Tobago (Florida Museum of Natural History, www.flmnh.ufl.edu/scripts/dbs/fish_pub.asp).

We examined all 123 samples from the Southeastern and Southern Brazil labeled as *Saurida, Saurida* sp, *Saurida* aff. *caribbaea* and *Saurida caribbaea* deposited at MZUSP, a total of 856 specimens; of these we analyzed all of those not named as *caribbaea* and randomly analyzed another 234 named as *caribbaea*. All were identified positively as *caribbaea*, none as *suspicio*.

Roux's specimens are deposited at the Muséum National d´Histoire Naturelle, Paris (MNHN 1975-111). We examined high definition digital photographs (FIG 12) of these specimens, and found 19 predorsal scales, four rows of complete scales between the lateral line and dorsal fin base, and that the tip of the pectoral fin reaches much beyond the pelvic fin origin, thus leading us to identify the specimens as *S. caribbaea*. Roux probably identified it as *S. suspicio* because of the difference in lateral line scales number (see Key below), as well as considering that *S. caribbaea* was a more northern species not supposed to occur in southern Brazil. Considering all the information above, including the restricted range, and that no voucher specimen was found at the Brazilian Ichthyologic Collections Information Service – Sistema Brasileiro de Informações sobre Coleções Ictiológicas (www.mnrj.ufrj.br/pronex/pronex.htm), we conclude that the presence of *S. suspicio* in Brazilian waters, as reported by Roux (1973), is unsubstantiated and that this author identified specimens of *S. caribbaea* as *suspicio*.

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16



FIGURE 9. *Saurida brasiliensis,* MZUSP 17922, 86 mm SL. Alfredo Carvalho-Filho

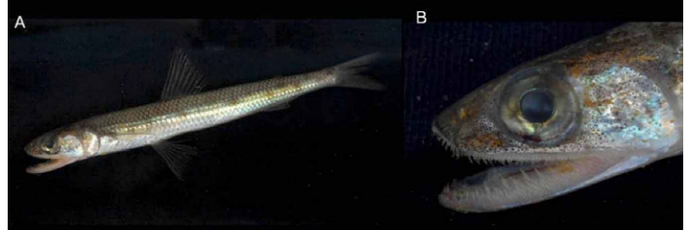


FIGURE 10. *Saurida caribbaea.*
A-B. Recently collected, 245 mm SL, Praia do Forte, São João da Mata, Bahia, Brazil. Equipe TAMAR.

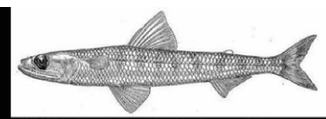


FIGURE 11. *Saurida suspicio,* after Breder, 1927.



FIGURE 12. *Saurida caribbaea.,* MNHN 1975-111, previouysly identified as *Saurida suspicio* by Roux (1973). Claude Ferrara.



FIGURE 13. *Synodus foetens,* MNHN 1975-117, previouysly identified as *Synodus saurus* by Roux (1973). Claude Ferrara.

Key to Western Atlantic families and species of Aulopoidei.

Adapted from Jordan & Evermann (1896), Breder (1927), Gosline *et al.* (1966), Smith & Heemstra, (1991), Cervigón (1991), McEachran & Fechhelm (1998), Thompson (2002), and Nelson (2006). The key does not include families, genera or species other than the Western Atlantic Aulopoidei.

1a. Pelvic fins thoracic; two well developed supramaxillaries, dilated posteriorly; a well developed fulcral scale (a horizontally aligned bony plate), just ahead of the most anterior upper and lower procurrent caudal ray ....Aulopidae: *Aulopus filamentosus* (Bloch, 1792) (FIG 1)

1b. Pelvic fins subthoracic or abdominal; none, one or two small supramaxillaries, not dilated posteriorly; no fulcral scale..... Synodontidae (2).

2a. Pelvic fin rays 8, the inner rays longer than outer ones; palatine with a single series of teeth. ..... .(3).

2b. Pelvic fin rays 9, the inner rays about equal to, or not much longer than, outer ones; palatine with two series of teeth .....*Saurida* (8).

3a. Snout shorter than eye diameter; anal fin rays 13–16; origin of anal fin nearer base of pelvic fin than base of caudal fin; anal fin base longer than dorsal fin base ..... *Trachinocephalus myops* (Forster, 1801) (FIG 4).

3b. Snout equal to or longer than eye diameter; anal fin rays 08-12; origin of anal fin nearer base of pelvic fin than base of caudal fin; anal fin base shorter than dorsal fin base..... *Synodus* (4).

4a. Scales in lateral line 43–50 (rarely 51 or 52)..... .(5).

4b. Scales in lateral line 55–64 (rarely 54 or 65)..... (6).

5a. Lower jaw ending in fleshy knob; dorsal fin anterior rays extending to or usually beyond tips of succeeding rays when depressed; no dark spot on shoulder girdle under gill cover..... *Synodus poeyi* Jordan, 1887 (FIG 3).

5b. Lower jaw not ending in fleshy knob; dorsal fin anterior rays not extending or just reaching to tips of succeeding rays when depressed; a dark spot on shoulder girdle under gill cover .....*Synodus intermedius* (Spix, 1829) (FIG 5).

6a. Three rows of complete scales between lateral line and dorsal fin base .....*Synodus saurus* (Linnaeus, 1758). (FIG 8)

6b. Four to six complete scales between lateral line and dorsal fin base ..... (7).

7a. Anal fin rays 8–10; anal fin base much shorter than dorsal fin base; tip of pectoral fin extending well beyond pelvic fin base; predorsal scales 15–18..... *Synodus synodus* (Linnaeus, 1758) (FIG 6)

7b. Anal fin rays 11–12; anal fin base equal or longer than dorsal fin base; tip of pectoral fin barely or not reaching pelvic fin base; predorsal scales 20–30.....*Synodus foetens* (Linnaeus, 1758) (FIG 7 & 13)

8a. Lower jaw shorter than upper jaw, not visible from above when mouth is closed..... .....*Saurida normani* Longley, 1935 (FIG 2)

8b. Lower jaw longer than upper jaw, distinctly visible from above when mouth is closed..... (9).

9a. Scales in lateral line 40–50.....*Saurida brasiliensis* Norman, 1935 (FIG 9)

9b. Scales in lateral line 51–60..... (10)

10a. Three rows of complete scales between lateral line and base of dorsal fin; predorsal scales 13–18; pectoral fin tip reaching to, or barely beyond, pelvic fin base… *Saurida suspicio* Breder 1927 (FIG 11)

10b. Four rows of complete scales between lateral line and base of dorsal fin; predorsal scales 18–21; pectoral fin tip reaching much beyond pelvic fin base..... *Saurida caribbaea* Breder 1927 (FIG 10 & 12)

Acknowledgements

The authors are grateful to Barry Russell for providing the Breder's pdf., his comments and support; to Osmar J. Luis Jr., Sergio R. Floeter and Diego B. Rosado also for their review, comments, advice and support; to Romain Causse with the Muséum National d´Histoire Naturelle, for his help and support concerning Roux´s Brazilian Synodontidae vouchers deposited in the MNHN collection; to Claude Ferrara with the Muséum National d´Histoire Naturelle, for his superb pictures of the specimens deposited in the MNHN collection; to Rodrigo L. Moura for his information about *Synodus saurus* from Parcel Manuel Luís; to Richard H. Moore with the Coastal Carolina Univeristy, for his support and the unique photograph of the adult *Synodus poeyi*; to Leonardo E. Moraes with the Fundação Universidade Federal do Rio Grande, for his help with unpublished data about *Synodus poeyi* from Ilhéus, Bahia, Brasil; to Domingos Dantas de Carvalho, Renildo Dantas de Carvalho and Adriano de Jesus Santos, captain and crew of the TAMAR vessel; to Pedro Mariano Monteiro de Barros Cordeiro with the TAMAR, Osmar J. Luis Jr, J. P. Krajewski, and Athila Bertoncini, for their superb pictures; to Sergio de Azevedo Vinhes, Gustavo Rodamilans de Macedo, both also with the TAMAR,

for their help in the field; to Neca Marcovaldi and Eliane M. Pinto for their loving support; and finally to George Olavo, Paulo D. Lopes, José Lima de Figueiredo, Naércio Menezes, and Ivan Sazima, for their support and advice. We also thank, in memoriam, the late Dr. Bruce Thompson to whom this series of papers is dedicated.

References

Anderson, W.W., Gehringer, J.W. & Berry, F.H. (1966) Synodontidae. In: Fishes of the Western North Atlantic. *Sears Foundation for Marine Research, Memoir,* Number 1, Part Five. New Haven, Connecticut, Yale University, pp. 30–102.

Bernardes, R.A., Figueiredo, J.L., Rodrigues, A.R., Fischer, L.G., Vooren, C.M., Haimovici, M. & Rossi-Womgtschowski, C.L.D.B (2005) *Peixes da Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul doBrasil; levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo.* Editora da Universidade de São Paulo. 295 p.

Böhlke, J.E. & Chaplin, C.C.G. (1968) *Fishes of the Bahamas and Adjacent Tropical Waters.* Second Edition, 1993. University of Texas Press, Austin. 771 p.

Braga, A.C., Costa, P.A.S. & Nunan, G.W. (2008) First record of the firebrow lanternfish *Diaphus adenomus* (Myctophiformes: Myctophidae) from the South Atlantic. *Journal Fish Biology*, 73, 296–301.

Breder, C.M., Jr. (1927) Scientific results of the first oceanographic expedition of the "Pawnee" 1925. Fishes. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection*, Yale University, Vol.1 (art. 1), 1–90.

Caires, R.A., Figueiredo, J.L. & Bernardes, R.A. (2008) Registros novos e adicionais de teleósteos marinhos na costa brasileira. *Papéis avulsos de Zoologia*, S.Paulo, 48, 19, 213–225.

Campos, P., Bonecker, A.C., Castro, M.S. & Anderson, W. (2009) First record of the fish genus *Symphysanodon* (Teleostei: Perciformes: Symphysanodontidae) from the western South Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 2270, 63–68.

Carvalho-Filho, A. (1999) *Peixes, Costa Brasileira.* Editora Melro, São Paulo, 340 p.

Carvalho-Filho, A., Marcovaldi,G., Sampaio, C.L.S., Paiva, M.I.G. & Duarte, L.A.G. (2009). First report of rare pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian waters, with a key to Western Atlantic species. *Zootaxa*, 2290, 1–26.

Cervigón, F. (1991) *Los peces marinos de Venezuela*, Vol. I. Fundación Científica Los Roques, Caracas, 425 p.

Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robiana G. & Rodriguez, B. (1993) *Field Guide to the Commercial Marine and Brackish-Water Resources of the Northern Coast of South America*, 425. FAO Species Identification Sheets for Fishery Purposes. FAO, Rome. 513p. + XL Plates.

Costa, P.A.S., Braga, A.C., Melo, M.R.S., Nunan, G.W.A., Martins, A.S. & Olavo, G. (2007) Assembléias de teleósteos demersais no talude da costa central brasileira. In. Costa, P.A.S., Olavo, G. & Martins, A.S. (Eds.) *Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira.* Documentos REVIZEE, Score Central. Série Livros, n. 24, 87–107. Museu Nacional, Rio de Janeiro.

Davis, M.P. (2010) Evolutionary relationships of the Aulopiformes (Euteleostei: Cyclosquamata):a molecular and total evidence approach. *In:* Nelson, J. S., Schultze, H.-P. & Wilson, M. V. H. (Eds.), *Origin and Phylogenetic Interrelationships of Teleosts*, pp. 431–470. Verlag Dr. Friedrich Pfeil, Munchen, Germany.

Debelius, H. (1997) Mediterranean and Atlantic Fish Guide. IKAN-Unterwassearchiv, Frankfurt. 305 p.

Ditty, J.G., Farooqi, T. & Shaw, R.F. (2006) Order Aulopiformes: Aulopidae & Synodontidae (Suborder Synodontoidei) *In:* Richards, W. J. (Ed.), *Early Stages of Atlantic Fishes, an Identification Guide for the Western Central North Atlantic,* CRC Marine Biology Series, Taylor & Francis Group, 2640 p. Volume I, 301–323.

Eskinazi, A.M. & Lima, H.H. (1968) Peixes Marinhos do Norte e Nordeste do Brasil coletados pelo Akaroa, Canopus e NOc. Almirante Saldanha. *Arquivo de Estudos de Biologia Marinha da Universidade Federal do Ceará,* 8,2, 163–172. Fortaleza, Ceará.

Figueiredo, J.L., Santos, A.P., Yamaguti, N., Bernardes, R.A. & Rossi-Womgtschowski, C.L.D.B (2001) *Peixes da Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil; levantamento com rede de meia água.* Editora da Universidade de São Paulo. 242 p.

Franco, M.A.L., Costa, P.A.S. & Braga, A.C. (2007) New records of Aphyonidae (Teleostei: Ophidiiformes) for the south-western Atlantic. *Journal of Fish Biology,* 71, 908–912.

Froese, R. & Pauly, D. (Eds.) *Fishbase.* World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org, version 01/2010.

Gosline, W.A., Marshall, N.B & Mead, G.W. (1966) Order Iniomy, Characters and Synopsis of Families. In: Fishes of the Western North Atlantic. *Sears Foundation for Marine Research, Memoir,* Number 1, Part Five. New Haven, Connecticut, Yale University, pp. 1–18.

Guitart, D.J. (1985) *Sinopsis de Los Peces Marinos de Cuba,* Editorial Científico-Técnica, Ciudad de La Habana, Cuba, 562 p., Tomo 2, 94–97.

Humann, P. & DeLoach, N (2008) *Reef Fish Identification, Florida Caribbean Bahamas*, 4th Edition. Interactive DVD Edition, ReefNet Inc.
Jordan, D.S. & Evermann, B.W. (1896) The Fishes of North and Middle America, Part I, 530–540. *Bulletin of the United States National Museum,* 47. Smithsonian Institution, Washington.
Leviton, A.E., Gibbs, R.H. Jr., Heal, E. & Dawson, C.E. (1985) Standards in herpetology and ichthyology: Part I. Standard symbolic codes for institutional resource collections in herpetology and ichthyology. *Copeia,* 3, 802–832.
McEachran, J.D. & Fechhelm, J.D. (1998) *Fishes of the Gulf of Mexico, Volume 1, Myxiniformes to Gasterosteiformes*. University of Texas Press, Austin. 1004p.
Mead, G.W. (1966) Aulopidae. In: Fishes of the Western North Atlantic. *Sears Foundation for Marine Research, Memoir,* Number 1, Part Five. New Haven, Connecticut, Yale University, pp. 19–29.
Melo, M.R.S. (2007) A New Synpahobranchid Eel (Anguilliformes: Synaphobranchidae) from Brazil, with Comments on the Species from the Western South Atlantic. *Copeia,* 2, 315–323.
Melo, M.R.S. (2009) Revision of the Genus *Chiasmodon* (Acanthomoprha:Chiasmodontidae) with the description of two new species. *Copeia,* 3, 583–608.
Melo, M.R.S., Nunan, G., Braga, A. & Costa, P.A.S. (2009) The deep-sea Anguilliformes and Saccopharyngiformes (Teleostei: Elopomorpha) collected on the Brazilian continental slope, between 11° and 23° S. *Zootaxa*, 2234, 1–20.
Menezes, N.A. & Figueiredo, J.L. (2003) Synodontidae. In: Menezes, N. A., Buckup, P. A., Figueiredo, J. L. & Moura, R. L. (eds.), *Catálogo das Espécies de Peixes Marinhos do Brasil.* Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 160p, 49–50.
Mincarone, M.M. & Anderson, M.E. (2008) A New genus and species of eelpout (Teleostei: Zoarcidae) from Brazil. *Zootaxa*, 1852, 65–68.
Mincarone, M.M., Nielsen, J.G. & Costa, P.A.S. (2008) Deep-sea ophidiiform fishes collected on the Brazilian continental slope, between 11° and 23° S. *Zootaxa*, 1770, 41–64.
Moraes, L.E., Romero, R.M., Rocha, G.R.A. & Moura, R.L. (2009) Demersal ichthyofauna of the inner continental shelf off Ilhéus, Bahia, Brazil. *Biota Neotropica* 9(4). Published on line: ttp://www.biotaneotropica.org.br/v9n4/en/abstract?inventory+bn01409042009.
Moura, R.L. (2003) *Riqueza de espécies, diversidade e organização de assembléias de peixes em ambientes recifais: um estudo ao longo do gradiente latitudinal da costa brasileira.* Phd. Thesis, Universidade de São Paulo.
Mundy, B.C. (2005) Checklist of the fishes of the Hawaiian Archipelago. *Bishop Museum Bulletin in Zoology*, 6, 1–704.
Nelson, J.S. (2006) *Fishes of the World, fourth edition.* John Wiley & Sons, Inc.., Hoboken, New Jersey, 601 p.
Pakhorukov, N.C. (2008) Visual Observations of Fish from Seamounts of the Southern Azores Region (the Atlantic Ocean). *Journal of Ichthyology*, 48, 1, 114–123. Original Russian text in *Voprosy Ikhtiologii*, 2008, 48, 1,120–129.
Poey, F. (1883) *Ictiología Cubana. Transcripción, conjunction y edición científica por Dario Guitart Manday* (2000). Vol. II, Synodontidae: 731–738; Vol. III (Atlas): Láminas 412–415. Imagen Contemporanea, La Habana. 995 p + 572 pl.
Prokofiev, A.M. (2008a) New species and new records of lizardfishes of the genus *Synodus* (Teleostei, Synodontidae) from the Western Indian Ocean. *Zoologicheskii Zhurnal [Russian Journal of Zoology]*, 87, 4, 424–435.
Prokofiev, A.M. (2008b) A new species of genus *Aulopus* from waters of Vietnam (Myctophiformes s. lato: Aulopidae). *Journal of Ichthyology*, 48, 1, 134–137.
Polanco F., A. & Acero P., A. (2005) *Trachinocephalus myops* (Pisces: Synodontidae): One or several species in the world? *ASIH abstracts.*
Rotundo, M.M. & Vaske Jr., T. (2009) Occurrence of the white anglerfish, *Lophiodes beroe* Caruso, 1981 (Lophiiformes: Lophiidae), in Brazilian waters. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(2), 208–211.
Roux, C. (1973) Poissons Téléostéens du Plateau Continental Brésilien, 55–58. Campagne de la Calypso au large des cotes atlantiques de Lámerique du Sud (1961–1962), Prémiere Parte (suite). Resultats Scientifiques des Campagnes de la Calypso, X. *Annales de L´Institut Océanographique, Nouvelle Série,* 49, Fascicule Supplémentaire. Maison et Cie., Editeurs, Paris. 207 p.
Russell, B.C. (2002) Synodontidae In: Carpenter, K. E. (Ed) *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic,* FAO, Rome. 2127 p., Volume 2, Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae), 923–930.
Santos, S.R., Senna, M.L.V. & Nunan, G.W. (2009) Primeiro registro da ordem Ateleopodiformes para águas brasileiras. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 96, 6–7.
Santos, R.S., Porteiro, F.M. & Barreiros, J.P. (1997) *Marine Fishes of the Azores. Annotated checklist and bibliography.* Arquipélago, Life and Marine Sciences, Bulletin of the University of Azores, Supplement 1. Casa Editora, Ponta Delgada, Açores, Portugal. 244 p.
Smith, M.M. & Heemstra, P.C. (1991) Aulopiformes. *In:* Smith, M.M.& Heemstra, P.C (eds.) *Smith's Sea Fishes,* 1st. edition, 260–261. Southern Book Publishers, Johannesburg, 1048 pp.
Smith-Vaniz, W.F., Collette, B.B. & Luckhurst, B.E. (1999) *Fishes of Bermuda: history, zoogeography, annotated checklist, and identification keys.* American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 4.

2010
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16

424 p.
Sulak, K.J. (1989a) Aulopidae. *In:* Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (Eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean,* UNESCO, Paris, 1473 p. Volume I, 403–404.
Sulak, K.J. (1989b) Synodontidae. *In:* Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (Eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean,* UNESCO, Paris, 1473 p. Volume I, 405–411.
Thompson, B.A. (1998) Redescription of *Aulopus bajacali* Parin & Kotlyar, 1984, comments on its relationships and new distribution records. *Ichthyological Research*, 45, 1, 43–51.
Thompson, B.A. (2002) Aulopidae In: Carpenter, K. E. (Ed) *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic,* FAO, Rome. 2127 p., Volume 2, Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae), 914.
Thompson, B.A. (2008) Aulopidae In: Froese, R. & Pauly, D. (Eds.), *Fishbase.* World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org, version November 2008.
Thompson, B.A. & Stewart, A. (2006a) A world-wide revision of the family Aulopidae (Aulopiformes, Synodontoidei). *ASIH abstracts.*
Thompson, B.A. & Stewart, A. (2006a) A new species of flagfin from Australia and New Zealand with comments on the genus Hime (Aulopiformes, Synodontoidei). *ASIH abstracts*
Uyeno, T. & Aizawa, M. (1983) Synodontidae In: Uyeno, T., Matsuura, K. & Fujii, E. (Eds.) *Fishes Trawled off Suriname and French Guiana,* 161–166. JAMARC, Japan Marine Fishery Resource Research Center, Tokyo, 519 p.
Vaske Jr., T., Lima, K.L., Ribeiro, A.C.B. & Lessa, R.B. (2008) Record of the St. Helena deepwater scorpionfish, *Pontinus nigropunctatus* (Günther) (Scorpaeniformes: Scorpaenidae), in the Saint Peter and Saint Paul Archipelago, Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences (PANAMJAS),* 3, 1, 46–48
Walls, J.G. (1975) *Fishes of the Northern Gulf of Mexico.* T.F.H. Publications, New Jersey, 432 p.
Wirtz, P. (1994) Unterwasserführer, Fische – Madeira, Kanaren, Azoren. Verlag Stephanie Naglschmid, Stuttgart. 159 p.

Internet resources

Florida Museum of Natural History: www.flmnh.ufl.edu/scripts/dbs/fish_pub.asp
FishBase: www.fishbase.org
National Ichthyological Collections Information Service (Brazil): www.mnrj.ufrj.br/pronex/pronex.htm

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16

Zootaxa 2694: 59–68 (2010)
www.mapress.com/zootaxa/
Copyright © 2010 · Magnolia Press

Article

ISSN 1175-5326 (print edition)
ZOOTAXA
ISSN 1175-5334 (online edition)

Two new records of uncommon deep-sea perciform fishes from the Southwestern Atlantic

ALFREDO CARVALHO-FILHO[1,4], GUY MARCOVALDI[2], CLÁUDIO L. S. SAMPAIO[3], M. ISABEL G. PAIVA[2] & LUIZ A. G. DUARTE[2]

[1]*Fish-Bizz Ltda. Rua Maria Garcez, 39, São Paulo, SP, 05424-070, Brasil*
[2]*Projeto Tamar-ICMBio. Avenida do Farol Garcia D´Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João, BA, 48280-000, Brasil*
[3]*Universidade Federal de Alagoas, Unidade de Ensino Penedo. Av. Beira Rio s/n°, Centro Histórico, Penedo, AL. 57.200-000*
[4]*Corresponding author. E-mail: alfie@telnet.com.br*

Abstract

This is the third in a series of reports describing new or rare records caught with circle hooks, a method only recently being employed in exploratory fishing in Brazilian deep waters. Here we report the presence of one family and two species of perciform fishes new to, or never formerly reported from, Brazilian waters: the longfin escolar, *Scombrolabrax heterolepis* (Scombrolacidae), and the extremely rare ocean bass *Verilus sordidus* (Acropomatidae). The specimens were collected in outer shelf and slope areas at depths between 300 and 500 meters. Given the rarity of the species reported herein, we also provide an updated diagnosis for each species. We also discuss the need of adequate reports when new records are added to such a large ocean area as the Southwestern Atlantic.

Key words: *Scombrolabrax, Verilus,* Acropomatidae, Scombrolabracidae, deep-sea fishes, Brazil

Introduction

In the last decade, a steady increase of new records of marine fishes along the Brazilian coast has been observed. During this time, 38 new species were described and 11 revalidated, while at least another 40 species likely represent undescribed species and several works dealing with them are in preparation. In the same period dozens of described species were also added to the Brazilian fauna due to an increase of scientific expeditions and surveys, mainly the REVIZEE Program and the PROJETO TAMAR (e.g. Bernardes *et al.*, 2005; Caires *et al.,* 2008; Campos *et al..,* 2009; Carvalho-Filho *et al.,* 2009, 2010-A, 2010-B; Melo, 2009; Melo *et al..*, 2009; Mincarone *et al.,* 2008; Rotundo & Vaske, 2009; Santos *et al..,* 2009).

The Scombrolabracidae is the only family that belongs to the perciform suborder Scombrolabracoidei, and has one single, marine, almost worldwide species, *Scombrolabrax heterolepis* Roule, 1921 (Nelson, 2006). The peculiar and unique swim bladder of the adults supports the placement of this monotypic species and family in a unique suborder (Bond & Uyeno, 1981). To date no adult specimens were ever formerly reported from Brazilian waters or the Western South Atlantic. Several larval and adult specimens collected off the Brazilian coast are deposited in institutions around the world and discussed below. The records formerly reported in this paper confirm the presence of the species in Brazil.

The ocean bass, *Verilus sordidus,* belongs to the usually deep-sea, pelagic, tropical to subtropical marine family Acropomatidae (Perciformes, Percoidei), which contains seven genera and 32 species (Heemstra, 2010) or eight genera and about 33 species depending on the classification used (Nelson, 2006). Several genera placed in Acropomatidae by Nelson (1994) are now recognized in other families (Polyprionidae and Symphysanodontidae; Nelson, 2006, and Howellidae; Froese & Pauly, 2010). The family had only three species reported from Brazil, all of the genus *Synagrops: S. bellus* (Goode & Bean, 1896), *S. spinosus* Schultz,

Accepted by M. Craig: 4 Nov. 2010; published: 2 Dec. 2010

1940, and *S. trispinosus* Mochizuki & Sano, 1984 (Moura & Menezes, 2003, Lopes *et al.*, 2003). The record herein of *Verilus sordidus* from Bahia presents not only a new genus and species for the Brazilian marine fish fauna and the Southwestern Atlantic, but also extends the range of the species by about 3,800 km southwards in a straight line and about 4,600 km along the South American coastline.

Material and methods

Measurements of fishes were taken with a digital caliper to the nearest hundredth of a millimeter (mm); measurements between 150 mm and 300 mm were taken with a manual caliper to the nearest tenth of mm. For fish weight we used a hand-scale to tenths of kilograms; for stomach contents and gonads, an analytical digital precision scale with an error of 0.001 g was used. Digital pictures were taken of the examined specimens. For further details about fishing sets, circle hooks and the research program that has been carried out by the TAMAR aiming to evaluate the circle hook´s efficiency in pelagic longline fisheries, see Carvalho-Filho *et al.* (2009). Institutional abbreviations follow Sabaj Pérez, 2010.

Scombrolabrax heterolepis: Specimens deposited in the following institutions under collection numbers: TAMAR 030 (1 ex, female: 238.9 mm SL), 12º 39´911"S – 37º 54´302"W, Brazil, Bahia, São João da Mata, Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth about 350 m, 11 December 2008; MNRJ 33607 (1 ex:117.6 mm SL), oceanographic research vessel Thalassa, Station E-0499 (13º20´872"S–38º35´922"W),off Bahia, Brazil, Revizee program, collector G. Nunan, depth about 761 m, 06 June, 2000; MNRJ 33608 (1 ex: 95.1 mm SL), oceanographic research vessel Thalassa, Station E-0522 (13º29´472"S–38º37´943"W),off Bahia, Brazil, Revizee program, collector G. Nunan, depth about 1143 m, 21 June, 2000; MNRJ 33609 (6: 102.4-131.6 mm SL) oceanographic research vessel Thalassa, Station E-0523 (19º42´685"S–38º36´961"W),off Espirito Santo, Brazil, Revizee program, collector G. Nunan, depth about 922 m, 27 June, 2000; MNRJ 33610 (1 ex: 163.6 mm SL) oceanographic research vessel Thalassa, Station E-0524 (19º42´684"S–38º44´568"W),off Espirito Santo, Brazil, Revizee program, collector G. Nunan, depth about 924 m, 27 June, 2000; MNRJ 33611 (1 ex: 210.0 mm SL) oceanographic research vessel Thalassa, Station E-0528 (19º47´581"S–38º59´827"W),off Espirito Santo, Brazil, Revizee program, collector G. Nunan, depth about 1237 m, 29 June, 2000; MNRJ 33612 (1 ex: 151.3 mm SL) oceanographic research vessel Thalassa, Station E-0535 (19º56´087"S–39º35´408"W),off Espirito Santo, Brazil, Revizee program, collector G. Nunan, depth about 1001 m, 01 July, 2000.

Verilus sordidus: Specimens deposited in the following institutions under collection numbers: TAMAR 006 (1 ex, male: 232.2 mm SL), 12º 39´911"S – 37º 54´302"W, Brazil, Bahia, São João da Mata, Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth about 430 m, 18 May 2006. UFBA 02818 (1 ex, male: 233.3 mm SL), Brazil, same data as above.

Results and discussion

Scombrolabracidae

***Scombrolabrax heterolepis* Roule, 1921.**
(Plate 1)

Longfin escolar, Black mackerel (English); Grilo-Preto (Portuguese, Brazil); Escolarín (Spanish, Spain).

On December 11, 2008, a small "gempylid" was caught by the TAMAR. The fish was caught 10 miles off Praia do Forte, (12º39´911"S; 37º54´302"W), Mata de São João, Bahia, Brazil, at 350 meters, with an electric reel, circle carbon steel hooks n. 12/0, 0.60 multifilament line, 01 kg sinker, and sardines (*Sardinella* spp.) as bait. It was a mature female which measured 239 mm SL. A photograph was taken and the fish preserved. Eleven other specimens were collected off Bahia and Espírito Santo in 2000, in an oceanographic survey aboard the French oceanographic research vessel Thalassa, to provide data to the Brazilian Program

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10

REVIZEE; the specimens are deposited at the MNRJ and were also examined by us. The meristic and morphometric data of all specimens examined, and that of selected literature, are displayed in Table 1.A–B.

TABLE 1-A. *Scombrolabrax heterolepis.* Meristic data of adults.

Counts	Roule (1921)	Grey (1960)	Fujii (1983)	Cervigón (1996)	Present Study
Number of specimens	1	1	5	1	12
Dorsal fin spines and rays	XII + I, 14	XII + I, 14 or 15	XII + I, 14–15	XII + I, 14	XII + I, 14–15
Anal fin spines and rays	14 or 15*	II,18	III, 16–18	III, 15	III,15–17
Pectoral fin rays	17	18	18–19	20	18
Lateral line scales	48–50	44–46	46–50	46	47–50
Lower gill rakers	-	4	5-6	6	4–6

*: No spines mentioned.

TABLE 1–B. *Scombrolabrax heterolepis.* Selected proportional measurements in rounded percentage of SL.

	McEachran & Fechhelm* (2005)	Grey (1960)	Cervigón (1996)	Present Study
Number of specimens	No mentioned	1	1	12
Head Length	34–35	34	34	30–34
Snout Length	09–11	09	08	09–10
Eye diameter, horizontal	09–10	10	11	08–11
Upper jaw length	16–17	16	15	13–15
Depth	24–25	24	29	22–24
Predorsal length	40–43	40	--	38–39
Preanal length	--	68	--	67–73
Pectoral fin length	30–36	35	36	31–37
Pelvic fin length	14–15	13	14	10–13
2nd. dorsal fin base	--	16	--	15–18
Anal fin base	--	19	--	19–22

* No original data; data of several authors, including juveniles and larvae.

Diagnostic characters. Based on examined specimens and literature (Roule, 1921; Grey, 1960; Bond & Uyeno, 1980; Fujii, 1983; Nakamura, 1991; Cervigón, 1996; Nakamura & Parin, 2002; McEachran & Fechhelm, 2005) (Table 1.A & B). Our data wide the range of some counts and body proportions.

Body moderately elongate and compressed; head large, the interorbital region flat; eye very large, its diameter almost as long as the conical snout; mouth large, terminal, the upper jaw protractile, the lower projecting slightly beyond the upper; teeth in upper jaw in a row of small to moderate, compressed canines, with one or two very large, stout canines on either side of symphysis; teeth of lower jaw larger than those of upper, but none large canine present; first gill arch lower limb with 4 or 6 well developed denticulate gill rakers, one of them at the angle, and the upper limb with about 10 clusters of minute spines; opercle with two flat spines on posterior border. Two dorsal fins, the first with 12 spines and almost continuous with the second that has 1 spine and 14 or 15 soft rays; base of first dorsal fin almost twice the base of the second; anal fin with 2 or 3 spines and 15–18 soft rays, opposite and similar to second dorsal fin; caudal fin forked, moderately small; pectoral fin very long with 17–19 rays and almost reaches the anal fin origin; pelvic fin below origin of pectoral fin. Scales cycloid, irregular in size and shape and very deciduous; lateral line high on body, running close to the dorsal profile, ending slightly before the end of the second dorsal fin, and with 44–50 large, not deciduous scales. Vertebrae 30, 13 precaudal and 17 caudal. The gas bladder of adult specimens has bubblellike evaginations that fit into large lateral swellings with hollows (bullae) of the 5th to 12th vertebral

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10

parapophyses, a unique character among fishes. Color dark brown to grayish brown, the fins darker and the mouth lining black. Grows to about 30 cm SL.



FIGURE 1. *Scombrolabrax heterolepis*. A. TAMAR 030, female, 238.9 mm SL. B. MNRJ 33610 , 163.6 mm SL. C. Close-up of upper fangs of the TAMAR specimen.

Range. Atlantic, Pacific and Indian Oceans, in tropical and subtropical waters between 100 and 1,374 m of depth. According to several authors (e.g. McEachran & Fechhelm, 2005; Froese & Pauly, 2010) it wouldn´t occur in the Eastern Pacific and Southeastern Atlantic, but its presence there is well documented off the west coast of South America, at about 21ºS and 80ºW, and with a sample from Easter Island deposited at the Museo Nacional de Historia Natural de Chile (MNHNC P. 6415) (Melendez *et al.*, 1993; Parin, 1986; Parin *et al.* 1997; Evseenko at al. 2004). In the Atlantic, it has been collected at sites very close to the African coast as MCZ 84369 (20º2´S and 6º59´W) and RUSI 48874 (off West Coast, SE Atlantic, Cape Province, South Africa), and probably also occurs in the southeastern Atlantic as well (http://collections.mcz.harvard.edu/Fish/FishSearch.htm and Anonymous, 2000-A).

In the Western Atlantic it occurs from Canada to, at least, southern Bahia, in Brazil, including the Gulf of Mexico, Bermuda, the Bahamas, Caribbean, Lesser Antilles, Venezuela, French Guiana and Suriname (Coad, 2008; McEachran & Fechhelm, 2005; Costa *et al.,* 2007; Fujii, 1983; Cervigón, 1996; Nakamura & Parin, 2002; Smith-Vaniz *et al.*., 1999).

Previous records from the Southwestern Atlantic. According to the ISH collection (Anonymous, 2000-B), the MCZ collection (http://collections.mcz.harvard.edu/Fish/FishSearch.htm) and Costa *et al.*. (2007), several specimens of the longfin escolar were collected off the Brazilian Coast since 1966. No work dealing with it had ever being published other than simple listing of the species and not formerly reporting it from the area and widening its range. Costa *et al.* (2007) report the capture of the specimens deposited at the MNRJ,

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10

from the Abrolhos Bank, off Bahia coast, between 922 and 1374 m, and list them amongst one of the most abundant species (*Scombrolabrax "heterurus"* in the text), a novelty for the adults elsewhere in the world. Parin *et al.*, 1995, reported this species from the Rio Grande Rise.

Nomenclature note. Several authors consider the year of Roule´s description as 1922 (e.g. Grey, 1960; Potthoff *et al..*, 1981; Fujii, 1983; Parin, 1986 and 1990; Melendez *et al.*., 1993; Santos *et al.*., 1997; Richards, 2006) while others consider 1921 (Boschung, 1992; Smith-Vaniz *et al.*., 1999; McEachran & Fechhelm, 2005; Froese & Pauly, 2010). The very first description of the species comes in 1921 followed in the next year by another article, in a different journal (see References). So the correct date for the first description is 1921, not 1922.

Proposed Brazilian name. "Grilo-preto", meaning "black cricket" in Portuguese. This name is adopted by the local fishermen due to its color and morphological resemblance with the Gempylidae "Grilo-branco" (white cricket), *Neopinnula americana* (Grey, 1953), another uncommon, silvery-white fish, collected at their main research area, Praia do Forte, Bahia.

Biology data. Habitat and depth. The specimen was caught at 350 m depth, and about 100–150 m from the ocean floor. It is a mesopelagic and benthopelagic species that inhabits the open ocean and the outer shelf and slope areas as well as underwater rises (Parin, 1990; Cervigón, 1996; Boschung, 1992; Parin *et al.*, 1997; Evseenko at al., 2004). The capture of the species at 1,374 m reported by Costa *et al.* (2007) represents a new depth record.

Diet. Examining the stomach contents of Praia do Forte´s specimen we found that it preyed recently on fishes, cephalopods, and crustaceans, but the remains were not identifiable. The same diet items were already reported by Parin (1990). The stomach contents weighted 0.61g and in it we also found four Nematoda parasites.

Reproduction and spawning season. The specimen from Praia do Forte was a ripe female. Egg diameter was between 0.23 and 0.31 mm and we estimated about 220/250,000 in both ovaries that were full and had about the same size (9,000 mm^3) and weight (4.86 g). According to Potthoff *et al.* (1980), the "spawning probably occurs throughout the species range and the year", because the larvae examined by them from the Atlantic Ocean were collected from February to April and from July to December.

Acropomatidae

***Verilus sordidus* Poey, 1860.**
(Plates 2 & 3)

Black Verilus (English), João-Mole (proposed Portuguese name, Brazil), Escolar Chino, Berregüello (Cuba); Pargo Negro (Venezuela).

In May 18, 2006, two small and unusual fishes were collected by the TAMAR,10 miles off Praia do Forte, Mata de São João, Bahia, Brazil, in 430 m deep (12º39´91"S and 37º 54´30"W), with electric reel, circle carbon steel hooks n. 12/0, a 0.60 multifilament line, 1 kg sinker and sardines as bait. They measured 245 and 224 mm SL and were identified by the first author as the extremely rare acropomatidae *Verilus sordidus.*

This fish is very rare and only a few specimens are deposited in collections around the world besides the Brazilian pair. The meristic and morphometric data for these specimens and that of selected literature are in Tables 2.A–B.

The specimens from Bahia are the 12th and 13th ever deposited in scientific institutions, (not considering USNM 271959 (1, skull, dry osteological preparation, SL unknown, off Cuba, coll. by F. Poey, apparently the same specimen of USNM 271973), and present the first record of the species for the Southwestern Atlantic Ocean and Brazil. The species range is extended by about 3,800 km southwards in a straight line and 4,600 km along the South American coastline.

2010
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

TABLE 2-A. *Verilus sordidus.* Meristic data of selected papers.

Counts	Poey. (1861)	Yamanoue *et al.*. (2009)	Cervigón (1993)	Jordan & Evermann (1898)	Ruiz-Carus (2006)	Present Study
Number of specimens	01	05	01	01	02	02
Dorsal fin elements	IX-I,10	IX-I,10	IX-I,9	IX-I,10	(IX-X)-I,10	IX-I,9-10
Anal fin elements	III,7	III,7	III,7	III,7	III,7	III,7
Pectoral fin rays	15	15	15	No data	14–15	15
Lateral line, scales	45	43–45	42	43	42	43–44
Lower gill rakers	No data	14–16	16	17	15–17	16

TABLE 2-B. *Verilus sordidus.* Selected proportional measurements in thousands of SL. Number of specimens as in Table 2-A.

	Yamanoue *et al.*. (2009)	Cervigón (1993)	Jordan & Evermann (1898)	Ruiz-Carus (2006)	Present Study
Head Length	375–384	365	384.6 *	365–401	341.8–379.6
Snout Length	98–102	92	96.1 *	92	84.8–97.7
Eye, horizontal	133–145	129	134 *	129	113.8–125.3
Interorbital	82–86	78	87.4 *	78	66.9–71.8
Postorbital	154–155	--	149.4 #	--	124.8–156.6
Body depth	326–337	341	333.0 *	341–395	299.3–330.1
Upper jaw	182–194	184	192.3 *	167–184	163.9–188.2
Dorsal-fin base	423–437	--	375.0 #	--	331.5–385.8
Anall-fin base	121–125	--	125.0 #	--	105.6–112.4
Predorsal length	415–427	414	397.7 #	414–435	391.9–442.5
Preanal length	697–756	--	659.1 #	716	705.2 –741.4
Pectoral fin length	297–320	317	316.3	317	308.3–313.6
Ventral fin length	131–145	221	192.3 #	221	170.1–184.2

Obs: Poey did not published proportions in his description. Proportions from text (*) and from plate (#), grossly rounded

Diagnostic characters. Based on the examined specimens and literature data (Poey, 1860; Jordan & Evermann, 1898; Cervigón, 1996; Cervigón *et al.*, 1993; Heemstra & Yamanoue, 2002; Ruiz-Carus, 2006; Yamanoue *et al.*, 2009). For counts and proportions see Table 2.A–B.

Body compressed, moderately deep; head moderate, covered, as the body, with somewhat caducous cycloid and very weakly ctenoid scales; bases of soft portions of dorsal fin, anal fin, pectoral fin, pelvic fin and caudal fin covered with scales. Spinous and soft dorsal fins nearly separate, the last two spines very small and connected with first soft ray by a rather low membrane; anal fin shorter than soft dorsal-fin, its origin under the third or fourth dorsal fin soft ray; proximal-middle radial of first anal-fin pterygiophore slender and without a hollow or trough. Mouth oblique and reaching to a point below pupil; a pair of canine teeth near symphysis of both jaws, eventually with a second large tooth behind in upper jaw; villiform and conical canine-like teeth posterior to the large teeth in upper and lower jaws, respectively; villiform teeth on vomer and palatine, and conical teeth on posterior surface of vomer. Preopercular margin smooth, the opercle with two weak spines and a membranous edge. Anus near origin of anal fin. Caudal fin forked. Color of fresh specimens dull black, darker on dorsum and lighter on belly; cheeks and belly suffused with purple; lower part of head with golden to yellowish cast; preserved specimens with body yellowish to dusky, darker on dorsum and silvery on belly. Grows to about 30 cm SL.

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10

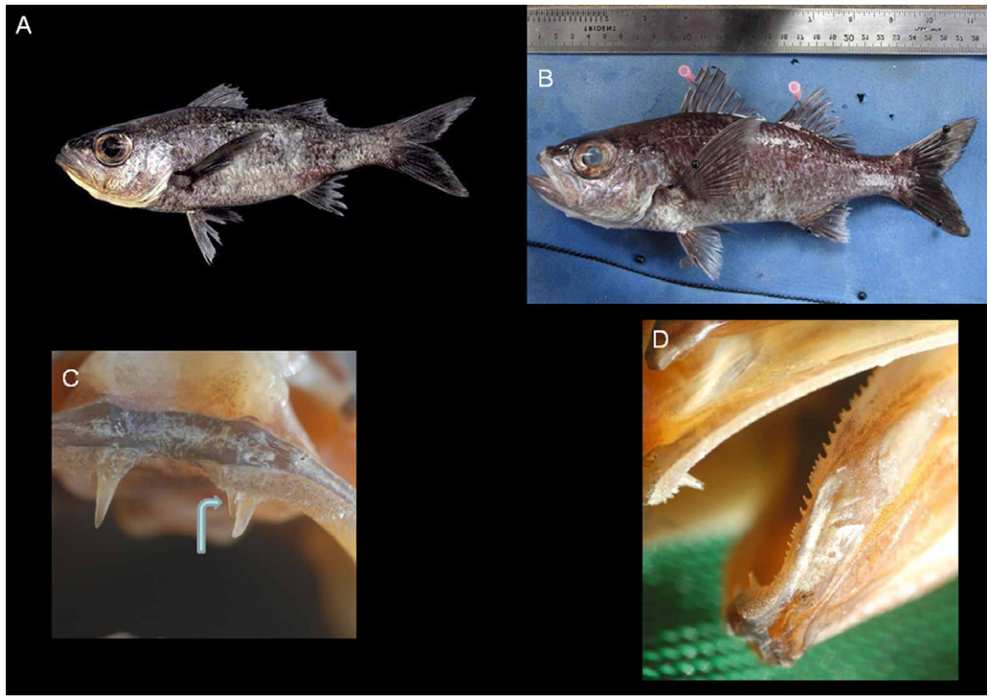


FIGURE 2. *Verilus sordidus.* A. TAMAR 006, male, 232.2 mm SL. B. UFBA 02818, male, 232.3 mm SL. C. Close-up of upper fangs of the TAMAR specimen; note there is a second one behind the left fang. D. Close up of lower teeth series of the TAMAR specimen.

Range. The species is reported from the Western Atlantic: Bahamas, Virgin Islands, Honduras, Puerto Rico, Cuba, Jamaica, Belize, Colombia, Venezuela and Bahia, Brazil.

Proposed Brazilian name. "João-Mole", as called by local artisanal fishermen.

Depth of occurrence. Both examined specimens were collected at 430 meters of depth. The range of depth from literature is between 100 and 600 meters (Bunkley-Williams & Williams, 2004).

Acknowledgements

The authors are grateful to Karsten Hartel, Curatorial Associate, Ichthyology, with the Museum of Comparative Zoology, Harvard University, for his extremely valuable help, comments and whom created the "loop" with Yusuke Yamanoue, G. David Johnson and Wayne C. Starnes, who helped a lot with a wonderful mood; to Phillip Heemstra, for his support and advice; to Ramon Ruiz-Carus with the Florida Marine Research Institute, for his support, data, comments and "detective-work"; to Robert H. Robins, with the Florida Museum of Natural History, for his data and comments; to Fabiola A. Defacio for her expertise and dedicate work with the analytical digital precision scale; to Domingos Dantas de Carvalho, Renildo Dantas de Carvalho and Adriano de Jesus Santos, captain and crew of the TAMAR vessel; to Pedro Mariano Monteiro de Barros Cordeiro with the TAMAR, for his superb pictures; to Sergio de Azevedo Vinhes and Gustavo Rodamilans de Macedo, also with the TAMAR, for their help in the field; to Neca Marcovaldi and Eliane M. Pinto for their loving support; to Matthew Craig and Luiz Rocha for their help and extremely valuable

suggestions; and finally to Gustavo Nunan, Sergio Santos, Paulo Costa, Marcelo Melo, George Olavo, Paulo D. Lopes and Ivan Sazima for their support and advice.

We also thank, in memoriam, the late Dr. Bruce Thompson, to whom this series of papers is dedicated.

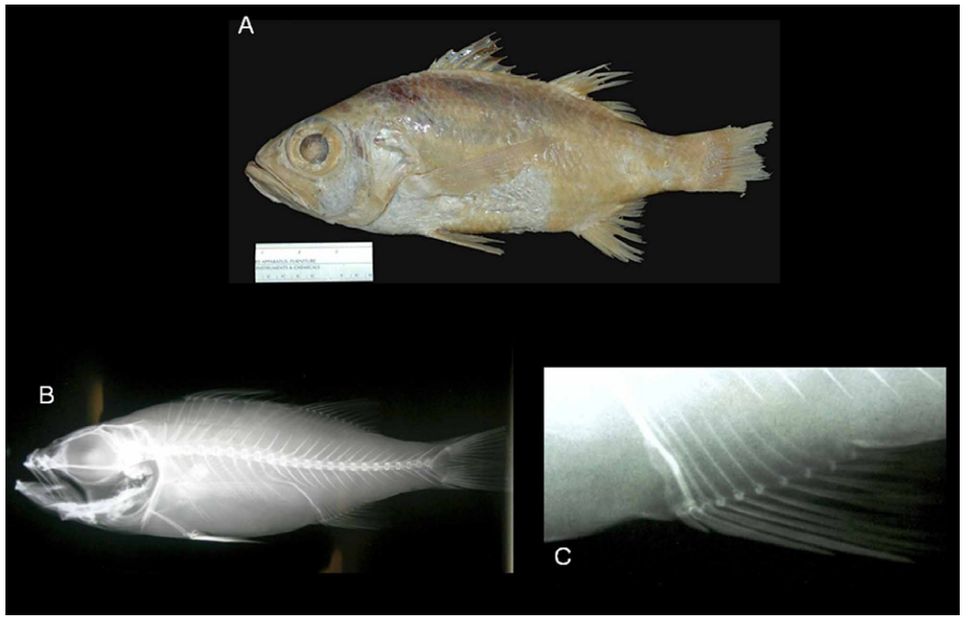


FIGURE 3. *Verilus sordidus.* A. MCZ 21764, neotype, 295 mm SL, courtesy of the Museum of Comparative Zoology, Harvard University. B. TAMAR 030, X ray. C. TAMAR 006, X ray, close-up of first anal-fin pterygiophore, slender and without a hollow or furrow.

References

Anonymous (2000-A) *Fish collection database of the J.L.B. Smith Institute of Ichthyology,* Grahamstown, South Africa. J.L.B. Smith Institute of Ichthyology, Grahamstown, South Africa.

Anonymous (2000-B) *Fish collection database of the Institut fur Seefischerei (ISH).* BIOLAB Forschungsinstitut, Hohenwestedt, Germany.

Bernardes, R.A., Figueiredo, J.L., Rodrigues, A.R., Fischer, L.G., Vooren, C.M., Haimovici, M & Rossi-Womgtschowski, C.L.D.B. (2005) *Peixes da Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil; levantamento com armadilhas, pargueiras e rede de arrasto de fundo.* Editora da Universidade de São Paulo. 295 p.

Bond, C.E. & Uyeno, T. (1981) Remarkable Changes in the Vertebrae of Perciform Fish *Scombrolabrax* with Notes on Its Anatomy and Systematics. *Japanese Journal of Ichthyology,* 28, 3, 259–262.

Boschung, H.T. (1992) Catalogue of Freshwater and Marine Fishes of Alabama. *Bulletin of the Alabama Museum of Natural History, 14*. University of Alabama, 266 p.

Bunkley-Williams, L & Williams, E.H., Jr. (2004) New Locality, Depth, and Size Records and Species Character Modifications of Some Caribbean Deep-Reef/Shallow Slope Fishes and a New Host and Locality Record for the Chimaera Cestodarian. *Caribbean Journal of Science,* Vol. 40, 1, 88–119.

Caires, R.A., Figueiredo, J.L. & Bernardes, R.A. (2008) Registros novos e adicionais de teleósteos marinhos na costa brasileira. *Papéis avulsos de Zoologia*, S.Paulo, 48, 19, 213–225.

Campos, P., Bonecker, A.C., Castro, M.S. & Anderson, W. (2009) First record of the fish genus *Symphysanodon* (Teleostei: Perciformes: Symphysanodontidae) from the western South Atlantic Ocean. *Zootaxa*, 2270, 63–68.

Carvalho-Filho, A., Marcovaldi, G., Sampaio, C.L.S., Paiva, M.I.G. & Duarte, L.A.G. (2009) First report of rare pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian waters, with a key to Western Atlantic species. *Zootaxa,* 2290, 1–26.

2010
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10

Carvalho-Filho, A., Santos, S. & Sampaio, I. (2010-A) *Macrodon atricauda* (Günther, 1880) (Perciformes: Sciaenidae), a valid species from the southwestern Atlantic, with comments on its conservation. *Zootaxa,* 2519, 48–58.
Carvalho-Filho, A., Santos, S. & Sampaio, I. (2010-B) First report of *Aulopus* (Teleostei: Aulopidae) from Southwestern Atlantic, with a review of records and a key to Western Atlantic Aulopoidei species. *Zootaxa*, 2628, 27–42.
Cervigón, F. (1996) *Los peces marinos de Venezuela*, Vol. IV. Fundación Científica Los Roques, Caracas, 255 p.
Cervigón, F., Cipriani, R., Fischer, W., Garibaldi, L., Hendrickx, M., Lemus, A.J., Márquez, R., Poutiers, J.M., Robiana, G. & Rodriguez, B. (1993) *Field Guide to the Commercial Marine and Brackish-Water Resources of the Northern Coast of South America*. FAO Species Identification Sheets for Fishery Purposes. FAO, Rome. 513p. + XL Plates.
Coad, B.W. (2008) *Annotated Cheklist of Fishes of Canada.* Internet link accessed in January 2009. http://www.briancoad.com/complete%20list.htm
Costa, P.A.S., Braga, A.C., Melo, M.R.S., Nunan, G.W.A., Martins, A.S. & Olavo, G. (2007) Assembléias de teleósteos demersais no talude da costa central brasileira. In. Costa, P.A.S., Olavo, G. & Martins, A.S. (Eds.) *Biodiversidade da fauna marinha profunda na costa central brasileira.* Documentos REVIZEE, Score Central. Série Livros, n. 24, 87–107. Museu Nacional, Rio de Janeiro.
Evseenko, S., Shcherbachev, Y., Kotlyar, A.N. & Malikova, D. (2004) Seamount Fish Database of the P.P. Shirshov Institute of Oceanology. http://seamounts.sdsc.edu/
Froese, R. & Pauly, D. (Eds.) *Fishbase.* World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org, version March 2010.
Fujii, E. (1983) Scombrolabracidae In: Uyeno, T., Matsuura, K. & Fujii, E. (Eds.) *Fishes Trawled off Suriname and French Guiana,* 407. JAMARC, Japan Marine Fishery Resource Research Center, Tokyo, 519 p.
Grey, M. (1960) Description of a Western Atlantic Specimen of *Scombrolabrax heterolepis* Roule and Notes on Fishes of the Family Gempylidae. *Copeia,* 3, 210–215.
Heemstra, P.C. & Yamanoue, Y. (2002) Acropomatidae In: Carpenter, K. E. (Ed) *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic,* FAO, Rome. 2127 p., Volume 2, Bony fishes part 1 (Acipenseridae to Grammatidae), 1299–1303.
Heemstra, P.C. (2010) Acropomatidae *In:* Froese, R. & Pauly, D. (Eds.), *Fishbase.* World Wide Web Electronic Publication. www.fishbase.org, version March 2010.
Jordan, D.S. & Evermann, B.W. (1898) The Fishes of North and Middle America, Part II, 1283–1285. *Bulletin of the United States National Museum,* 47. Smithsonian Institution, Washington.
Lopes, P.R.D., Oliveira-Silva, J.T. & Olavo, G. (2003) *Synagrops trispinosus* Mochizuki & Sano, 1984 (Actinopterygii: Acropomatidae): First record from Brazil (Eastern Atlantic Ocean) with notes about its biology. *Acta Biologica Leopoldinense*, 25, 2, 243–249.
McEachran, J.D. & Fechhelm, J.D. (2005) *Fishes of the Gulf of Mexico, Volume 2, Scorpaeniformes to Tetraodontiformes*. University of Texas Press, Austin. 1004p.
Melendez, C.R., Galvez H., O. & Cornejo C., A. (1993) Catalogo Colecccion de Peces Depositada en el Museo Nacional de Historia Natural de Chile. *Publicacion Ocasional, 47*. Santiago, Chile. 224 p.
Melo, M.R.S. (2009) Revision of the Genus *Chiasmodon* (Acanthomoprha:Chiasmodontidae) with the description of two new species. *Copeia,* 3, 583–608.
Melo, M.R.S., Nunan, G., Braga, A. & Costa, P.A.S. (2009) The deep-sea Anguilliformes and Saccopharyngiformes (Teleostei: Elopomorpha) collected on the Brazilian continental slope, between 11° and 23° S. *Zootaxa* 2234, 1–20.
Moura, R.L. & Menezes, N.A. (2003) Acropomatidae. In: Menezes, N. A., Buckup, P. A., Figueiredo, J. L. & Moura, R. L. (eds.), *Catálogo das Espécies de Peixes Marinhos do Brasil.* Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, 160p, 74.
Mincarone, M.M., Nielsen, J.G. & Costa, P.A.S. (2008) Deep-sea ophidiiform fishes collected on the Brazilian continental slope, between 11o and 23oS. *Zootaxa,* 1770, 41–64.
Mochizuki, K. & Sano, M. (1984) A new perchichthyid fish *Neoscombrops atlanticus* from the Caribbean Sea. *Japanese Journal of Ichthyology,* 30, 4, 335–340.
Nakamura, I. (1991) Scombrolabracidae. *In:* Smith, M.M.& Heemstra, P.C (eds.) *Smith's Sea Fishes,* 1st. edition, 825. Southern Book Publishers, Johannesburg, 1048 pp.
Nakamura, I. & Parin, N.V. (2002) Scombrolabracidae In: Carpenter, K. E. (Ed) *The Living Marine Resources of the Western Central Atlantic,* FAO, Rome. 2127 p., Volume 3, Bony fishes part 2 (Opistognathidae to Molidae), sea turtles and marine mammals, 1806.
Nelson, J.S. (1994) *Fishes of the World, third edition.* John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 600 p.
Nelson, J.S. (2006) *Fishes of the World, fourth edition.* John Wiley & Sons, Inc.., Hoboken, New Jersey, 601 p.
Parin, N.V. (1986) Scombrolabracidae. *In:* Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (Eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean,* UNESCO, Paris, 1473 p. Volume II, 974–975.
Parin, N.V. (1990) Scombrolabracidae. *In:* Quéro, J.C., Hureau, J.C., Karrer, C, Post, A & Saldanha, L. (Eds.), *Check-list of the fishes of the eastern tropical Atlantic – CLOFETA.* UNESCO, Paris, 1492 p. Volume II, 973.
Parin, N.V., Mironov, A.N. & Nesis, K.N. (1997) Biology of the Nazca and Sala-y-Gomez submarine ridges, an outpost

of the Indo-West Pacific fauna in the Eastern Pacific ocean: composition and distribution of the fauna, its community and history. *Adv. Mar. Biol.* 32, 145–242.
Parin, N.V., Shcherbachev, Y.N. & Pakhorukov, N.P. (1995) Bottom and near-bottom fishes of the Rio Grande Rise (Southwest Atlantic Ocean). *Journal of Ichthyology,* 35, 9, 205–219.
Poey, F. (1883) *Ictiología Cubana. Transcripción, conjunction y edición científica por Dario Guitart Manday* (2000). Vol. I, 141–143; Vol. III (Atlas): Láminas 88–89. Imagen Contemporanea, La Habana. 995p + 572 pl.
Potthoff, T., Richards, W.J. & Ueyanagi, S. (1980) Development of *Scombrolabrax heterolepis* (Pisces, Scombrolabracidae) and comments on familial relationships. Bulletin of Marine Science, 30, 2, 329–357.
Richards, W.J. (2006) Scombrolabracidae. *In:* Richards, W. J. (Ed.), *Early Stages of Atlantic Fishes, an Identification Guide for the Western Central North Atlantic,* CRC Marine Biology Series, Taylor & Francis Group, 2640 p. Volume II, 2151–2153.
Roule, L. (1921) Sur un nouveau poisson abyssal (*Scombrolabrax heterolepis*, nov. gen. nov. sp.) pêché dans les eaux de L´île Madère. *Comptes Rendus Hebdomadaires dês Séances de L´Academie des Sciences,* Volume 172, 24. 1534–1536.
Roule, L. (1922) Description de *Scombrolabrax heterolepis* nov. gen. nov. sp., poisson abyssal nouveau de L´île Madère. *Bulletin Institute Oceanographique (Monaco),* 408, 1–8.
Rotundo, M.M. & Vaske Jr., T. (2009) Occurrence of the white anglerfish, *Lophiodes beroe* Caruso, 1981 (Lophiiformes: Lophiidae), in Brazilian waters. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 4(2), 208–211.
Ruiz-Carus, W.J. (2006) Acropomatidae. *In:* Richards, W. J. (Ed.), *Early Stages of Atlantic Fishes, an Identification Guide for the Western Central North Atlantic,* CRC Marine Biology Series, Taylor & Francis Group, 2640 p. Volume I, 1207–1215.
Sabaj Pérez, M.H. (editor) (2010) *Standard symbolic codes for institutional resource collections in herpetology and ichthyology: an Online Reference*. Version 1.5 (4 Oct 2010). Electronically accessible at http://www.asih.org/, American Society of Ichthyologists and Herpetologists, Washington, DC.
Santos, R.S., Porteiro, F.M. & Barreiros, J.P. (1997) *Marine Fishes of the Azores. Annotated checklist and bibliography.* Arquipélago, Life and Marine Sciences, Bulletin of the University of Azores, Supplement 1. Casa Editora, Ponta Delgada, Açores, Portugal. 244 p.
Santos, S.R., Senna, M.L.V. & Nunan, G.W. (2009) Primeiro registro da ordem Ateleopodiformes para águas brasileiras. *Boletim da Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 96, 6–7.
Smith-Vaniz, W.F., Collette, B.B. & Luckhurst, B.E. (1999) *Fishes of Bermuda: history, zoogeography, annotated checklist, and identification keys.* American Society of Ichthyologists and Herpetologists Special Publication No. 4. 424 p.
Yamanoue, Y., Johnson, G.D. & Starnes, W.C. (2009) Redescription of a poorly known acropomatid, *Verilus sordidus* Poey 1860, and comparison with *Neoscombrops atlanticus* Mochizuki and Sano 1984 (Teleostei: Perciformes). *Ichthyological Research,* 56, 400–406.

Internet resources

Florida Museum of Natural History: www.flmnh.ufl.edu/scripts/dbs/fish_pub.asp
Museum of Comparative Zoology: http://collections.mcz.harvard.edu/Fish/FishSearch.htm
FishBase: www.fishbase.org
National Ichthyological Collections Information Service (Brazil): www.mnrj.ufrj.br/pronex/pronex.htm

Marine Pollution Bulletin xxx (2011) xxx–xxx

Contents lists available at ScienceDirect

Marine Pollution Bulletin

journal homepage: www.elsevier.com/locate/marpolbul

Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil

Robson G. Santos [a,*], Agnaldo Silva Martins [a], Julyana da Nobrega Farias [b], Paulo Antunes Horta [b], Hudson Tercio Pinheiro [a], Evelise Torezani [c], Cecília Baptistotte [c], Jeffrey A. Seminoff [d], George H. Balazs [e], Thierry M. Work [f]

[a] Departamento de Oceanografia e Ecologia, CCHN, Universidade Federal do Espírito Santo, 29075-910 Vitória, ES, Brazil
[b] Departamento de Botânica, CCB, Universidade Federal de Santa Catarina, 88010-970 Florianópolis, SC, Brazil
[c] Projeto TAMAR-ICMBio, Escritório Regional de Vitória, 29040-715 Vitória, ES, Brazil
[d] NOAA – National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, 3333 N. Torrey Pines Ct., La Jolla, CA 92037, USA
[e] NOAA – National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Fisheries Center, 2570 Dole St., Honolulu, HI 96822, USA
[f] US Geological Survey, National Wildlife Health Center, Honolulu Field Station, P.O. Box 50167, Honolulu, HI 96850, USA

ARTICLE INFO

Keywords:
Coastal environments
Chelonia mydas
Environmental degradation
Diet
Feeding preference
Urbanization

ABSTRACT

To show the influence of coastal habitat degradation on the availability of food for green turtles (*Chelonia mydas*), we assessed the dietary preferences and macroalgae community at a feeding area in a highly urbanized region. The area showed low species richness and was classified as degraded. We examined stomach contents of 15 dead stranded turtles (CCL = 44.0 cm (SD 6.7 cm)). The diet was composed primarily of green algae *Ulva* spp. (83.6%). In contrast, the macroalgae community was dominated by the green alga *Caulerpa mexicana*. We found a selection for red algae, seagrass and *Ulva* spp., and avoidance for *C. mexicana* and brown alga *Dictyopteris delicatula*. The low diversity of available food items, possibly a result of environmental degradation, likely contributed to the low dietary diversity. The nutritional implications of this restricted diet are unclear.

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Coastal regions worldwide are impacted by increasing human populations and intense socioeconomic activities. As of 1990, nearly one billion people, roughly 23% of the world population, were settled within 100 km of coastlines (Small and Nicholls, 2003). Estuaries, coastal wetlands, and seagrass beds are particularly vulnerable (Lotze et al., 2006; Waycott et al., 2009). Lotze et al. (2006) reconstructed causes and consequences on 12 once-diverse and productive estuaries and coastal seas worldwide and found that more than 90% of formerly important species have disappeared from these areas while more than 65% of seagrass and wetland habitats have been destroyed. Likewise, these areas have experienced degraded water quality and greater rates of nonnative species invasions. All coastal areas are now affected by human activities, and a large fraction (41%) is affected by multiple drivers like development, organic and inorganic pollution, fisheries and invasive species (Halpern et al., 2008). Although destruction of these ecosystems clearly results in a loss of local biodiversity, the impacts of such losses can be difficult to quantify (Raffaelli, 2004).

Coastal habitat degradation particularly affects marine macroalgae as a result of their rapid uptake of water-borne contaminants and their dependence on specific benthic habitat types for growth and propagation. These primary producers have an important role in the coastal ecosystem food webs and serve as a shelter for fish and invertebrates (e.g., Anderson, 1994). Marine macroalgae communities respond to ecosystem changes by integrating the long-term exposure effects to pollutants and nutrients that manifest as modification in community structure modification. This is usually exemplified by the favoring of more resistant and opportunistic species and the exclusion of late successional and fragile species (Murray and Littler, 1978). Because of their sensitivity to habitat alteration and contamination, marine macroalgae are valuable bio-indicators of environmental quality (e.g., Ballestero et al., 2007; Borowitzka, 1972; Gorostiaga and Díez, 1996; Littler and Murray, 1975; Orfanidis et al., 2001; Santos et al., 2010).

Despite the difficulty in elucidating the effects of reduced coastal biodiversity (Raffaelli, 2004), the direct impacts on marine macroalgae communities would be expected to be manifested in the form of reduced species richness, which in turn would reduce dietary complexity of generalist marine herbivores. Among the marine herbivores that make use of coastal areas is the green sea turtle, *Chelonia mydas*, globally threatened by many anthropogenic activities, with loss of feeding habitat being a major threat (Bjorndal, 1999; Lutcavage et al., 1997; Seminoff et al., 2002). In many parts of the world, the feeding biology and the habitat requirements of this species remain poorly understood (Bjorndal,

* Corresponding author. Tel./fax: +55 27 33352527.
E-mail address: robsongsantos@gmail.com (R.G. Santos).

0025-326X/$ - see front matter © 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.004

Please cite this article in press as: Santos, R.G., et al. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. Mar. Pollut. Bull. (2011), doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.004

1997), and with the exception of Russell and Balazs (2009), few published works on green turtle diet and feeding preferences have focused on a highly degraded and urbanized area. Knowing the effects of environmental degradation on sea turtle diets may be critical to their management. The goal of the present study was to characterize the food availability, diet intake, and feeding preference of green turtles in a highly urbanized coastal marine habitat along the east coast of Brazil.

2. Methods and materials

The study site was located at Espírito Santo Bay in the center of a metropolitan region (Vitória) consisting of ca. 1.5 million inhabitants with human density surpassing 3300 inhabitants/km^2. It has a large commercial port, water discharge from domestic residences, and light and heavy coastal industry. The study was conducted between Frade Island and the mainland (Fig. 1), in an area with water depth of 1–3 m and sea water temperature of 22–26 °C where hazards to turtles such as recreational boat traffic, entanglement nets, and hook and line are common. The study area is a recognized green turtle (*C. mydas*) pasture with a juvenile aggregation highly affected by fibropapillomatosis (FP), a debilitating neoplastic disease (Santos et al., 2010).

Vegetation sampling of marine algae biomass (dry weight) was estimated in the summer of 2007 (December) and in the winter of 2008 (July). The samples were collected once in each season using eight randomly placed 25 × 25 cm quadrates deployed on five 50-m parallel transects randomly distributed within the study area (Murray et al., 2002). Samples were preserved in 4% buffered formalin and identified to the lowest possible taxonomic level.

Environmental characterization and quality evaluation of the phytobenthic community structure was described by the total abundance (biomass), number of species (S), Shannon-Wiener diversity index (H′), and Pielou's evenness factor (J′) (Krebs, 1999). After confirming homogeneity of variances using the Cochran test, we performed ANOVA tests to verify the differences in each of the descriptors between sampling periods. Multidimensional scaling (MDS) was employed to show the spatial distribution of samples (Clarke and Warwick, 1994). PERMANOVA analyses, a powerful approach of multivariate data, (Anderson, 2001) were accomplished to test for significance of factors period and transects using 9999 permutations. Pairwise tests among factors were analyzed to determine if and when period and transects caused significant differences in seaweed community biomass. MDS ordination was used to visualize similarities in phytobenthic community structure across seasons and over transects. The MDS procedure

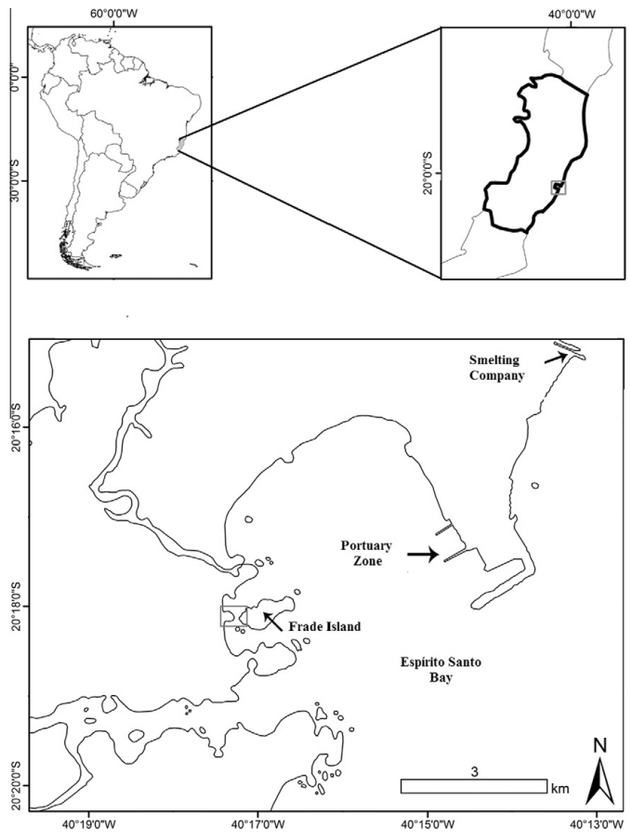


Fig. 1. Study area, between Frade Island and the mainland, located in Espírito Santo Bay, Southeastern Brazil.

Please cite this article in press as: Santos, R.G., et al. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. Mar. Pollut. Bull. (2011), doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.004

displays samples in two-dimensional space by preserving the ranked similarities among all samples; thus, the closer together two points are the more similar they are in composition and abundance. Analyses of similarity (ANOSIM) were used to contrast and test difference in stomach contents between turtles afflicted and not afflicted by FP. The similarity matrix used in MDS, PERMANOVA and ANOSIM was obtained through the Bray–Curtis index and the values of abundance were square-root transformed to control for the influence of the highly abundant species.

Assessment of environmental quality was determined using the ecological evaluation index (EEI) (Orfanidis et al., 2001, 2003) which uses abundance of marine benthic macrophyte (seagrass and seaweed) species as bioindicators of ecosystem shifts due to anthropogenic stress. This approach codifies the ecological status of an area, from the pristine state with late-successional species (e.g., high ecological status class; ESC) to the degraded state with opportunistic species ("bad" ESC; Orfanidis et al., 2001). Each species is placed into one of two ecological state groups (ESG): ESG I includes algae with a thick or calcareous thallus, low growth rates and long life cycles (i.e., late-successionals); ESG II includes algae with sheet-like or filamentous morphology, high growth rates and short life cycles (i.e., opportunistic). Using the abundance (%) of species in each ESG, an ecological status class (ESC) is generated representing the environmental quality of the area (Orfanidis et al., 2001, 2003).

Diet and feeding preference analysis was conducted on necropsied stranded turtles, and stomach contents were preserved in 4% buffered formalin solution. The stranded turtles were found in the beaches immediately adjacent to the vegetation sample area, marked (gray square) in the map of study area (Fig. 1). The curved carapace length (CCL; ±0.1 cm) was measured with a flexible plastic metric tape. Individuals with CCL $\leqslant$ 101 cm were considered sexually immature, based on the smallest registered size for nesting females in the largest and closest nesting area for the species, Trindade Island, Brazil (Moreira et al., 1995). The body condition of the individuals was evaluated according to Walsh (1999), which categorized body condition as normal, underweight or emaciated considering the decrease in muscle and fat tissue in the neck and flippers area and characteristics of the eyes and the plastron. All of the turtles were examined for presence/absence of FP. The ingesta were identified to the lowest possible taxonomic level with the use of magnifier lenses, microscopes and specialized taxonomic keys.

For each diet item we determined the frequency of occurrence, relative sample volume (0.5 ml; via water displacement), and dry weight biomass (0.0001 g). These were determined as follows:

$$\text{Frequency}(\%) = \frac{\text{Number of samples containing diet item} \times 100}{\text{Total number of samples}}$$

$$\text{Volume}(\%) = \frac{\text{Total volume of diet item in all of the samples} \times 100}{\text{Total volume of all of the samples}}$$

$$\text{Biomass}(\%) = \frac{\text{Total dry weight of the diet item of all samples} \times 100}{\text{Total dry weight of all samples}}$$

Feeding preference was determined by comparing food consumed with food available. Diet selection was ascertained using the Waller-Duncan test for rank differences in relation to selection, which indicates preference of diet items (Johnson, 1980). This procedure shows a measure in relation to the availability of the component and the usage of this diet, which is expressed with Tbar values (average rank difference). Tbar < 1 indicates that component was selected, Tbar = 0 indicates that the component was consumed in the same proportion of its availability and Tbar > 1 indicates that the component was not selected. Analyses were conducted using Prefer 5.1: statistical package for comparisons of resource preference, USGS Northern Prairie Research Center, Jamestown, North Dakota.

3. Results

3.1. Marine algae community structure

Fourteen marine algae species were identified along transects: six Rhodophyta, six Chlorophyta and two Ochrophyta (Phaeophyceae). The relative biomass for species that reached more than 0.5% of the total is shown in Fig. 2. The marine algae species *Bryopsis pennata*, *Ceramium comptum*, *Ceramium luetzelburgii*, *Chaetomorpha aerea*, *Champia parvula*, *Cladophora vagabunda*, *Hypnea musciformis* and *Sargassum* spp. were found in the area; however, their summed biomass did not reach 1%. Species richness was higher during the summer (14 species) than the winter (eight species).

Based on the biomass (relative dry weight) the predominant summer species was *Caulerpa mexicana* (89.8%). During winter there was a 2.3-fold increase and 98.7% dominance in *C. mexicana* biomass.

Significant differences were seen when comparing the community structure in the different sampling periods. Biomass was significantly higher whereas species richness, Pielou's evenness, and Shannon diversity were significantly lower in winter (Table 1). Winter and summer communities were segregated significantly between seasons (Fig. 3) (PERMANOVA, $F = 27.9749$, $P = 0.0001$). Despite no significant differences to be observed among transects (PERMANOVA, $F = 1.5304$, $P = 0.0953$), the interactions analyses (PERMANOVA, $F = 2.1806$, $P = 0.0113$) reinforces the influence of seasons in the community structure patterns.

3.2. Environmental quality evaluation

All marine algae species found in the study site belonged to the ecological state group II (ESG II) consisting of species with fast growth and short lifecycles (opportunistic; Orfanidis et al., 2003), generating an EEI = 2 indicating a degraded ecosystem.

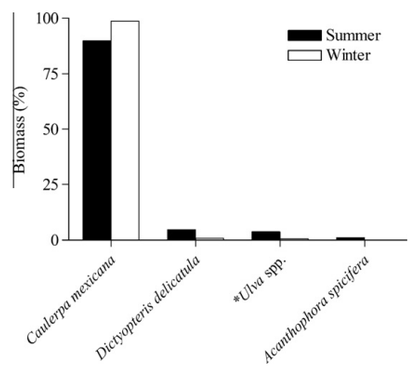


Fig. 2. Seasonal variation (summer and winter) of algae species collected in a degraded feeding area for juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in Espírito Santo Bay, Southeastern Brazil. Values represent the relative biomass (dry weight). *Ulva spp. = *U. fasciata*, *U. lactuca* and *U. rigida*.

Please cite this article in press as: Santos, R.G., et al. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. Mar. Pollut. Bull. (2011), doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.004

Table 1
The macroalgae community descriptors from the green turtle foraging area in two seasons.

	Winter	Summer
Biomass (g sample^{-1})	28.08	13.61
Species richness (S) (sp sample^{-1})	2.26	5.79
Pielou's evenness (J')	0.09	0.29
Shannon-Wiener diversity (H')	0.09	0.45

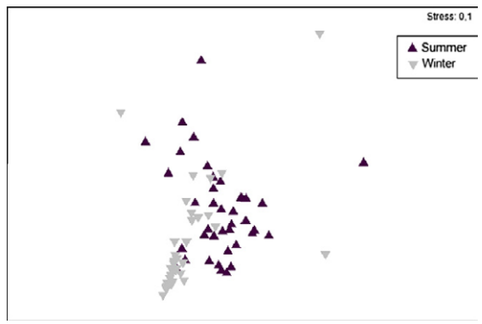


Fig. 3. MDS from biomass matrix of macroalgae community from a degraded feeding area for juvenile green turtles (*Chelonia mydas*).

3.3. Green turtle diet and preference

We examined 15 dead turtles found in the study area, four of which had been tagged during prior capture efforts in the same area (Santos et al., 2010). These turtles had a mean CCL of 44.0 cm (SD = 6.7; range = 35.1–60 cm). Prevalence of FP was 46.7%, and all were in good body condition, except for one emaciated individual that upon internal examination had an obstruction in the digestive system caused by a nylon line, that went from the esophagus to the cloaca. Ascertaining the exact cause of death was not possible from necropsies; however, some individuals exhibited lesions compatible with net entanglements and boat impact. The FP cases were not considered a primary cause of stranding because the tumor scores were low and all FP turtles were in good body condition.

The diet was dominated by marine algae, which represented 96% of the total biomass (Table 2). Traces of seagrass (*Halodule wrightii*) were also found in three stomach contents except for one turtle where *H. wrightii* predominated (95% of the biomass). Among the marine algae in the diet, red algae were the most diverse (10 species). However, they represented only 4.6% of the biomass whereas green algae (four species, dominated by *Ulva* spp.) made up 91.4% of the biomass. We found three species of *Ulva* (*U. fasciata*, *U. lactuca* and *U. rigida*) in the study area, but based on impracticality of identifying each fragment to species, we grouped them as *Ulva* spp. No brown algae were found in the stomach contents. Three individuals had small amounts of nylon line 5–15 cm in length and one had a 1.5 cm diameter rubber ring in its stomach none of which presented with associated pathology. No significant difference in the diet was found between turtles with and without FP ($R = 0.022$; $P = 0.275$).

The diet of the sea turtles did not reflect the availability of each item within the study area. The Johnson (1980) preference index showed an apparent preference for red algae, followed by *H. wrightii*, and *Ulva* spp. and avoidance of the brown alga, *Dictyopteris delicatula* and the dominant green alga, *C. mexicana*.

Table 2
Relative biomass (dry weight), relative volume and frequency of occurrence (FO) of diet items found in stomachs 15 dead stranded juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) found in the study area. T denotes presence in trace levels.

Diet items	Biomass (%)	Volume (%)	FO (%)
Algae			
Rhodophyta			
Halymenia floresii	0.5	2.6	53.3
Gracilariopsis tenuifrons	T	T	6.7
Gelidium floridanum	2.5	1.8	26.7
Rhodymenia pseudopalmata	T	T	6.7
Chondracanthus elegans	0.2	1.2	6.7
Hypnea musciformis	T	T	40.0
Pterocladiella capillacea	0.9	0.7	13.3
Gymnogongrus griffithsiae	0.2	0.2	13.3
Gracilaria mammillaris	0.3	0.2	6.7
Laurencia spp.	T	T	6.7
Total Rhodophyta	4.6	6.8	73.3
Chlorophyta			
Caulerpa mexicana	7.1	10.1	73.3
Ulva spp.	83.6	76.9	100.0
Cladophora vagabunda	0.6	0.9	66.7
Chaetomorpha aerea	T	T	6.7
Total Chlorophyta	91.4	87.9	100.0
Seagrass			
Halodule wrightii	3.9	4.9	26.7
Trash	T	T	20.0

Table 3
Diet preference of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) from a degraded feeding area. Diet items are listed from most preferred to least preferred. Tbar < 1 indicates that diet item was selected, Tbar = 0 indicates that diet item was consumed in same proportions as its availability and Tbar > 1 indicates that diet item was not selected. Test of H_0: all diet items are equally preferred: $F_{9,6} = 256{,}93$. Critical value for the Waller-Duncan procedure with $K = 100$ is $W = 3.08$ ($\alpha = 0.05$).

Diet Items	Average difference in ranks for diet items	
	Tbar	Rank
Gelidiaceae[a]	−2.7	1
Halymenia floresii	−2.5	2
Ulva spp.	−1.7	3
Cladophora vagabunda	−1.3	4
Halodule wrightii	−1.3	5
Gymnogongrus griffithsiae	−1.3	6
Hypnea musciformis	1.1	7
Acanthophora spicifera	2.3	8
Caulerpa mexicana	2.3	9
Dictyopteris delicatula	5.2	10

[a] Gelidiaceae = *Gelidium floridanum* and *Pterocladiella capillacea*.

For red algae, the exceptions included *H. musciformis*, which was found only in trace levels, and *Acanthophora spicifera*, which was absent in turtle diets despite representing 1.5% of the summer biomass of the macro-algal community. The preference ranking and its significance is shown in Table 3.

4. Discussion

Low species diversity in our study site with a predominance of opportunistic algae and dominance of *C. mexicana* contrasted with the nearby more pristine areas in this transition region situated between a tropical and a warm temperate province which is considered one of the most diverse regions for macroalgal flora along the Brazillian coast, typically dominated by a diverse assemblage of 400 macroalgal species (Figueiredo et al., 2008; Guimarães, 2003; Horta et al., 2001). We suspect environmental degradation could explain this phenomenon because only opportunistic marine algae were found at our study site thus characterizing the study area as degraded, based on EEI. In contrast, similar sampling of algae in nearby (within 20–30 km) green turtle foraging pastures with

Please cite this article in press as: Santos, R.G., et al. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. Mar. Pollut. Bull. (2011), doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.004

minimal human impact, revealed a higher species richness (60 Rhodophyta, 7 Chlorophyta and 7 Ochrophyta) and a dominance of red algae (45.95% of coverage) rather than *C. mexicana* despite similarities in benthic substrate, water temperature, tidal conditions between both areas (P.A. Horta unpublished manuscript).

In addition to the EEI, the presence of green turtle FP, a debilitating neoplastic disease (Work et al., 2001; Work et al., 2003) commonly associated with degraded coastal areas (Aguirre, 1991; Aguirre and Lutz, 2004; Herbst, 1994; Herbst and Klein, 1995; George, 1997;) also supports the observation that our study area is degraded. Captures performed from March 2007 to April 2008 in the same study area revealed a high prevalence of FP (58.3%), which is higher than comparable regions in Brazil with most turtles moderately to heavily affected (Santos et al., 2010).

Although our sample size for turtle diets was relatively small, and we cannot ascertain completely where stranded turtles had foraged, we suspect that stomach contents of stranded green turtles were representative of animals in the study site based on the following: (1) the examined stomachs were collected throughout the year, thus providing diet information for all seasons; (2) 26% of the turtles included in the diet study were marked during the study period; (3) our use of stomach contents provides more representative information than esophageal lavage samples, where only part of the food items are recovered (Seminoff et al., 2002); and (4) we saw no difference in stomach contents between animals with and without FP suggesting that disease does not affect foraging behaviors of green turtles.

Turtles in this study showed a diet consisting primarily of marine algae (96% of sample biomass and 94.7% of sample volume) with seagrass comprising a minority of samples except for one turtle where *H. wrightii* dominated. In other studies where green turtles showed a diet based on algae, Rhodophyta predominated in the diet globally: Australia (André et al., 2005; Fuentes et al., 2006; Forbes, 1996), Brazil (Ferreira, 1968; Sazima and Sazima, 1983), Florida (Makowski et al., 2006), Hawaii (Arthur and Balazs, 2008; Russell and Balazs, 2009) and Mexico (López-Mendilaharsu et al., 2005; Seminoff et al., 2002). In contrast, we found that Chlorophyta predominated in green turtle diets made up 91.4% of total biomass (Table 2).

Many species of the genus *Caulerpa* have life history traits such as growth rate, thallus morphology and dispersal strategy that promote invasiveness (Davis et al., 2005; Ceccherelli et al., 2002). The poor environmental quality coupled with the highly competitive capacity of *C. mexicana* probably contributed to its dominance in our study area and contrasted with its low occurrence in resident turtle stomachs. Marine algae of the order Caulerpales are often avoided by macroherbivores (Hay, 1981; Littler et al., 1983; Lobel and Ogden, 1981; Ogden, 1976; Tsuda and Bryan, 1973) perhaps as the result of toxic/distasteful metabolites such as caulerpenyne (Paul and Fenical, 1986; Paul and Hay, 1986) or their poor nutritional quality (Paul and Fenical, 1986). For example, parrotfish that were fed *C. mexicana* had reduced survival rates (Lobel and Ogden, 1981), and Balazs (1985) showed that juvenile green turtles in Johnston Atoll ate *Caulerpa racemosa* only when more preferred marine algae species were absent, thus resulting in reduced growth rates of the turtles.

The extent to which the diet of green turtles is determined by selective feeding or food availability has been discussed in several studies (Bjorndal, 1997). Our study showed that the green turtles had a selective feeding, which agree with recent studies (Fuentes et al., 2006; López-Mendilaharsu et al., 2008). The preponderance of red algae in the diets of green turtles in previous studies (André et al., 2005; Arthur and Balazs, 2008; Forbes, 1996; Fuentes et al., 2006; López-Mendilaharsu et al., 2005; Makowski et al., 2006; Seminoff et al., 2002) agrees with our study; however, they were found in small quantities probably reflecting their paucity in the foraging area, which may be due to habitat degradation. Another preferred item in turtles from our study was the green algae *Ulva* spp., which was the main food item found in the stomach contents. The consumption of *Ulva* by green turtles was reported in other studies (e.g. André et al., 2005; Arthur and Balazs, 2008; Ferreira, 1968), but rarely predominates in diet save for a few exceptions (López-Mendilaharsu et al. 2008).

The absence of the red algae *A. spicifera* and *H. musciformis* in turtles from our study contrasted with their presence in green turtle diets in other areas (André et al., 2005; Fuentes et al., 2006; Russell and Balazs, 2009). This absence can be explained by the low biomass of these algae in the study area and their presence as epiphytes on *C. mexicana* which was avoided by green turtles. The absence of *D. delicatula* in green turtles diet may be due to this alga's low digestibility. Although there are few data on food avoidance in green turtles, low digestibility was cited by Seminoff et al. (2002) as the primary reason for the avoidance of the brown alga *Sargassum johnstonii* by green turtles inhabiting a temperate foraging area in the Gulf of California, Mexico. Digestibility has also been reported as a contributing factor to diet composition for green turtles in Bahia Magdalena, Mexico (López-Mendilaharsu et al., 2005).

The low number of available food items within our study site, coupled with the possible secondary metabolite production by the dominant marine alga in the environment (*C. mexicana*), may force green turtles to base their diet on only one genus of marine algae (*Ulva*). McDermid et al. (2007) showed that the marine algae, seagrasses, and algal turfs known to be consumed by Hawaiian green turtles have considerable variation in nutritional composition. Restricted diets may adversely affect turtles because different food items are required to optimize different process of the life cycle such as growth, survival, and fecundity (Worm et al., 2006). For example, variation in fecundity of wild Caribbean and Surinam green turtle populations was credited to differences in diet (Bjorndal, 1982), nesting numbers have been correlated with food availability in the months prior to breeding (Broderick et al., 2001; Limpus and Nichols, 1988), and differences in growth rates of juveniles were attributed to dietary differences the in Hawaiian Islands (Balazs and Chaloupka, 2004).

The potential nutritional deficit combined with high prevalence of fibropapillomatosis and the continuous and increasing degradation of the coastal environments throughout the world, create a high risk scenario for green turtles. Based on our findings and given the high degradation rates of coastal ecosystems, we recommend that conservation programs for green turtles focus not only on the turtles, but also on the entirety of coastal habitats within which these turtles live (Worm et al., 2006). Feeding areas that have a high diversity of marine algae should be seen as having a high priority for protection. Conservation measures that benefit green turtle populations will also help other herbivores and organisms that use these areas.

Acknowledgements

We thank the FAPES, CAPES, CNPq (ASM Grant 308867/2006-8) and TAMAR/ICMBio for the financial support, the TAMAR team for helping with the field work, Acqua Sub and its team for lending SCUBA equipment and helping in the collection of marine algae, and Dr. D.J. Russell and Dr. K.J. McDermid for their manuscript review and helpful comments. Use of products or trade names does not imply endorsement by the US Government.

References

Aguirre, A.A., 1991. Green turtle fibropapilloma: an epidemiologic perspective. In: Balazs, G.H., Pooley, S.G. (Eds.), Research plan for marine turtle fibropapilloma, US Dep. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-156, pp. 107–113.

Aguirre, A.A., Lutz, P.L., 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? EcoHealth 1, 275–283.
Anderson, T.W., 1994. Role of macroalgal structure in the distribution and abundance of a temperate reef fish. Mar. Ecol. Prog. Ser. 113, 279–290.
Anderson, M.J., 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. Aust. Ecol. 26, 32–46.
André, J., Gyuris, E., Lawler, I.R., 2005. Comparison of the diets of sympatric dugongs and green turtles on the Orman Reefs, Torres Strait. Wildl. Res. 32, 53–62.
Arthur, K.E., Balazs, G.H., 2008. A comparison of immature green turtle (*Chelonia mydas*) diets among seven sites in the main Hawaiian Islands. Pac. Sci. 62, 205–207.
Balazs, G.H., 1985. Status and ecology of marine turtles at Johnston Atoll. Atoll Res. Bull. 285, 1–46.
Balazs, G.H., Chaloupka, M., 2004. Spatial and temporal variability in somatic growth of green sea turtles (*Chelonia mydas*) resident in the Hawaiian Archipelago. Mar. Biol. 145, 1043–1059.
Ballestero, E., Torras, X., Pinedo, S., García, M., Mangialajo, L., de Torres, M., 2007. A new methodology based on littoral community cartography dominated by macroalgae for the implementation of the European Water Framework Directive. Mar. Pollut. Bull. 55, 172–180.
Bjorndal, K.A., 1982. The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean green turtle, *Chelonia mydas*. In: Bjorndal, K.A. (Ed.), Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 111–116.
Bjorndal, K.A., 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P., Musick, J. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 199–232.
Bjorndal, K.A., 1999. Priorities for research in foraging habitats. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.), Research and management techniques for the conservation of sea turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, pp. 12–14.
Borowitzka, M.A., 1972. Intertidal algal species diversity and the effects of pollution. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 25, 73–84.
Broderick, A.C., Godley, B.J., Hays, G.C., 2001. Trophic status drives interannual variability in nesting numbers of marine turtles. Proc. R. Soc. Lond. Ser. B 268, 1481–1487.
Ceccherelli, G., Piazzi, L., Balata, D., 2002. Spread of introduced *Caulerpa* species in macroalgal habitats. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 280, 1–11.
Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1994. Change in marine communities. Plymouth Marine Laboratory, 144p.
Davis, A.R., Benkendorff, K., Ward, D.W., 2005. Responses of common SE Australian herbivores to three suspected invasive *Caulerpa* spp.. Mar. Biol. 146, 859–868.
Ferreira, M.M., 1968. Sobre a alimentação da aruanã, *Chelonia mydas* Linnaeus, ao longo da costa do estado do Ceará. Arq. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará 8, 83–86.
Figueiredo, M.A.O., Horta, P.A., Pedrini, A.G., Nunes, J.M.C., 2008. Benthic marine algae of the coral reefs of Brazil: a literature review. Oecol. Bras. 12, 258–269.
Forbes, G.A., 1996. The diet and feeding ecology of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in an algal-based coral reef community. Ph.D. Thesis, James Cook University, Townsville.
Fuentes, M.P.B., Lawler, I.R., Gyuris, E., 2006. Dietary preferences of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) on a tropical reef flat. Wildl. Res. 33, 671–678.
George, R., 1997. Health problems and diseases of sea turtles. In: Lutz, P., Musick, J. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press Inc., Cleveland, Ohio, pp. 363–385.
Gorostiaga, J.M., Díez, I., 1996. Changes in the sublittoral benthic marine macroalgae in the polluted area of Abra de Bilbao and proximal coast (Northern Spain). Mar. Ecol. Prog. Ser. 130, 157–167.
Guimarães, S.M.P.B., 2003. Uma análise da diversidade da flora marinha bentônica do Estado do Espírito Santo, Brasil. Hoehnea 30, 11–19.
Halpern, B.S., Walbridge, S., Selkoe, K.A., Kappel, C.V., Micheli, F., D'Agrosa, C., Bruno, J.F., Casey, K.S., Ebert, C., Fox, H.E., Fujita, R., Heinemann, D., Lenihan, H.S., Madin, E.M.P., Perry, M.T., Selig, E.R., Spalding, M., Steneck, R., Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. Science 319, 948–952.
Hay, M.E., 1981. Spatial patterns of grazing intensity on a Caribbean barrier reef: herbivory and algal distribution. Aquat. Bot. 11, 97–109.
Herbst, L.H., 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. Annu. Rev. Fish Dis. 4, 389–425.
Herbst, L.H., Klein, P.A., 1995. Green turtle fibropapillomatosis: challenges to assessing the role of environmental cofactors. Environ. Health Perspect. 103, 27–30.
Horta, P.A., Amancio, E., Coimbra, C.S., Oliveira, E.C., 2001. Considerações sobre a distribuição e origem da flora de macroalgas marinhas brasileiras. Hoehnea 28, 243–265.
Johnson, D.H., 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resources preferences. Ecology 61, 65–71.
Krebs, C.J., 1999. Ecological Methodology, second ed. Benjamin Cummings, Menlo Park, California. pp. 620.
Limpus, C.J., Nichols, N., 1988. The southern oscillation regulates the annual numbers of green turtles (*Chelonia mydas*) breeding around Northern Australia. Aust. Wildl. Res. 15, 157–161.
Littler, M.M., Murray, S.N., 1975. Impact of sewage on the distribution, abundance and community structure of rocky intertidal macroorganisms. Mar. Biol. 30, 277–291.
Littler, M.M., Taylor, P.R., Littler, D.S., 1983. Algal resistance to herbivory on a Caribbean barrier reef. Coral Reefs 2, 111–118.
Lobel, P.S., Ogden, J.C., 1981. Foraging by the herbivorous parrotfish *Sparisoma radians*. Mar. Biol. 64, 173–183.
López-Mendilaharsu, M., Gardner, S.C., Riosmera-Rodriguez, R., Seminoff, J.A., 2008. Diet selection by immature green turtles (*Chelonia mydas*) at Bahía Magdalena foraging ground in the Pacific coast of the Baja California peninsula. México. J. Mar. Biol. Assoc. UK 88, 641–647.
López-Mendilaharsu, M., Gardner, S.C., Seminoff, J.A., Riosmera-Rodriguez, R., 2005. Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific coast of the Baja California península, México. Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst. 15, 259–269.
Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H., Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science 312, 1806–1809.
Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B., Lutz, P., 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P., Musick, J.A. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 387–404.
Makowski, C., Seminoff, J.A., Salmon, M., 2006. Home range and habitat use of juvenile Atlantic green turtles (*Chelonia mydas* L.) on shallow reef habitats in Palm Beach, Florida, USA. Mar. Biol. 148, 1167–1179.
McDermid, K.J., Stuercke, B., Balazs, G.H., 2007. Nutritional composition of marine plants in the diet of the green sea turtle (*Chelonia mydas*) in the Hawaiian Islands. Bull. Mar. Sci. 81, 55–71.
Moreira, L., Baptistotte, C., Scalfone, J., Thomé, C.J., Almeida, A.P.L.S., 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsletter 70, 2.
Murray, S.N., Ambrose, R.F., Dethier, M.N., 2002. Methods for Performing Monitoring, Impact, and Ecological Studies on Rocky Shores. US Department of the Interior, Minerals Management Service. Pacific OCS Region, Camarillo, California, pp. 217.
Murray, S.N., Littler, M.M., 1978. Patterns of algal succession in a pertubated marine intertidal community. J. Phycol. 14, 506–512.
Ogden, J.C., 1976. Some aspects of herbivore-plant relationships on Caribbean reefs and seagrass beds. Aquat. Bot. 2, 103–116.
Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2001. Ecological evaluation of transiotinal and coastal waters: a marine benthic macrophytes-based model. Mediterranean Mar. Sci. 2 (2), 45–65.
Orfanidis, S., Panayotidis, P., Stamatis, N., 2003. An insight to ecological evaluation index (EEI). Ecol. Indic. 3, 27–33.
Paul, V.J., Fenical, W., 1986. Chemical defenses in tropical green algae, order Caulerpales. Mar. Ecol. Prog. Ser. 34, 157–169.
Paul, V.J., Hay, M.E., 1986. Seaweed susceptibility to herbivory; chemical and morphological correlates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 33, 255–264.
Raffaelli, D., 2004. How extinction patterns affect ecosystems. Science 306, 1141–1142.
Russell, D.F., Balazs, G.H., 2009. Dietary shifts by green turtles (*Chelonia mydas*) in the Kane'ohe Bay region of the Hawaiian Islands: a 28-year study. Pac. Sci. 63, 181–192.
Santos, R.G., Martins, A.S., Torezani, E., Baptistotte, C., Farias, J.D.N., Horta, P.A., Work, T.M., Balazs, G.H., 2010. Relationship between fibropapillomatosis and environmental quality: a case study with *Chelonia mydas* off Brazil. Dis. Aquat. Org. 89, 87–95.
Sazima, I., Sazima, M., 1983. Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral Norte Paulista. Bolm. Inst. Oceanogr., S. Paulo 32, 199–203.
Small, C., Nicholls, R.J., 2003. A global analysis of human settlement in coastal zones. J. Coast. Res. 19, 584–599.
Seminoff, J.A., Resendiz, A., Hidalgo, S., Nichols, W.J., 2002. Diet of the East Pacific green turtle, *Chelonia mydas*, in the central Gulf of California. México. J. Herpetol. 36, 447–453.
Tsuda, R.T., Bryan, P.G., 1973. Food preferences of juvenile *Siganus rostratus* and *S. Spinus* in Guam. Copeia 3, 604–606.
Walsh, M., 1999. Rehabilitation of sea turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, pp. 202–207.
Waycott, M., Duarte, C.M., Carruthers, T.J.B., Orth, R.J., Dennison, W.C., Olyarnik, S., Calladine, A., Fourqurean, J.W., Heck Jr., K.L., Hughes, A.R., Kendrick, G.A., Kenworthy, W.J., Short, F.T., Williams, S.L., 2009. Accelerating loss of seagrass across the globe threatens coastal ecosystems. Proc. Natl Acad. Sci. USA 106, 12377–12381.
Work, T.M., Balazs, G.H., Wolcott, M., Morris, R., 2003. Bacteraemia in free-ranging Hawaiian green turtles *Chelonia mydas* with fibropapillomatosis. Dis. Aquat. Org. 53, 41–46.
Work, T.M., Rameyer, R.A., Balazs, G.H., Cray, C., Chang, S.P., 2001. Immune status of free-ranging green turtles with fibropapillomatosis from Hawaii. J. Wildl. Dis. 37, 574–581.
Worm, B., Barbier, E.B., Beaumont, N., Duffy, J.E., Folke, C., Halpern, B.S., Jackson, J.B.C., Lotze, H.K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K.A., Stachowicz, J.J., Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science 314, 787–790.

Please cite this article in press as: Santos, R.G., et al. Coastal habitat degradation and green sea turtle diets in Southeastern Brazil. Mar. Pollut. Bull. (2011), doi:10.1016/j.marpolbul.2011.03.004

Vol. 12: 263–272, 2010
doi: 10.3354/esr00308

ENDANGERED SPECIES RESEARCH
Endang Species Res

Published online November 2

OPEN ACCESS

Satellite-tracking of female loggerhead turtles highlights fidelity behavior in northeastern Brazil

Maria Ângela Marcovaldi[1,*], Gustave G. Lopez[1], Luciano S. Soares[1], Eduardo H. S. M. Lima[1], João C. A. Thomé[2], Antonio P. Almeida[2]

[1]Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, 41950-970 Salvador, BA, Brazil
[2]Projeto TAMAR/ICMBio, Cx Postal 105, 29900-970 Linhares, ES, Brazil

ABSTRACT: We studied inter- and postnesting movements in the major loggerhead *Caretta caretta* nesting population in Brazil. Ten breeding females were satellite-tracked from nesting grounds in the state of Bahia, northeastern Brazil, for up to 1284 d. Eight females stayed in the nesting area after deployment, showing fidelity between internesting home ranges and nesting locations, even at a local scale. During postnesting movements, all of the turtles migrated to the northern coast of Brazil to individual foraging areas on the continental shelf. Distances between nesting and foraging areas reached up to 2400 km, and migration lasted from 28 to 47 d. Five females were tracked during subsequent breeding migrations to the nesting area at different remigration intervals of 2 or 3 yr. Females were also tracked during a second postnesting migration back to foraging areas, and these showed strong fidelity to foraging grounds. Movements to and from foraging grounds occurred along the shelf, clearly delineating a migratory corridor. The northern coast of Brazil, specifically the coast of the state of Ceará, is an important foraging ground for loggerheads nesting along the northern coast of Bahia.

KEY WORDS: Satellite-tracking · *Caretta caretta* · Internesting · Postnesting · Migration · Brazil

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

INTRODUCTION

Loggerhead *Caretta caretta* migrations from nesting to feeding areas are known from early tag-recapture studies (Bustard & Limpus 1971, Meylan 1982). More recently, satellite telemetry and the integrated use of GPS have revealed new possibilities of studying important aspects of habitat use by sea turtles (Godley et al. 2008).

The first satellite telemetry studies focused on postnesting loggerheads (Stoneburner 1982, Timko & Kolz 1982). Since then, the increase in the use of this tool has been continuous, with the development of new equipment and deployment procedures (Godley et al. 2008). Several behavioral aspects have been revealed, for different populations and in diverse developmental stages (e.g. Polovina et al. 2004).

Information on internesting movements can be derived from tag-recapture studies (Tucker et al. 1996, Limpus & Limpus 2001), direct observation (Limpus & Reed 1985), sonic and radio telemetry (Hopkins & Murphy 1981, Hopkins-Murphy et al. 2003) and satellite telemetry (Stoneburner 1982, Godley et al. 2003a,b, Zbinden et al. 2007, Tucker 2009, 2010). Long-term tag-recapture (Limpus & Limpus 2003) and satellite telemetry studies (Hawkes et al. 2007, Girard et al. 2009) have delineated foraging areas. Loggerhead fidelity to foraging grounds is inferred from early tag-recapture studies (Hughes 1982, Limpus et al. 1992); however, the main limitations of this methodology include tag loss and biases in the likelihood of recapture and reporting. Although flipper tags enable the tracking of individuals over long periods, no information is available regarding the intervening route and habitat preferences (Godley et al. 2008). In contrast, satellite telemetry studies provide significant information regarding each study individual, yet few telemetry studies are available to corroborate previous findings.

*Email: neca@tamar.org.br

© Inter-Research 2010 · www.int-res.com

The northern coast of the state of Bahia comprises the main loggerhead nesting area in Brazil (Marcovaldi & Marcovaldi 1999, Marcovaldi & Chaloupka 2007). Over 28 yr of tag-recapture data have delineated the reproductive biology and provided important information on inter- and postnesting movements (Marcovaldi & Laurent 1996, Marcovaldi et al. 2000). However, habitat use during internesting, the location of foraging areas and the migratory behavior between nesting and foraging grounds remain unknown. Delimitation of high-use areas is extremely important to understand important aspects of loggerheads' foraging ecology and to mitigate potential anthropogenic impacts (Zbinden et al. 2007, Hays 2008). The present study aimed to evaluate inter- and postnesting movements on the major loggerhead nesting colony in Brazil.

MATERIALS AND METHODS

The nesting ground on the northern coast of the state of Bahia, northeastern Brazil (around 13°S, Fig. 1), comprises the main loggerhead nesting site in Latin America (Marcovaldi & Chaloupka 2007). The Brazilian National Sea Turtle Conservation and Research Program–Projeto TAMAR/ICMBio maintains 4 field stations in Bahia that protect a 215 km coast, divided into 1 km sectors (Fig. 1). See Marcovaldi & Laurent (1996) and Marcovaldi & Marcovaldi (1999) for details on the study area.

Ten loggerhead females were equipped with satellite transmitters (KiwiSat 101, Sirtrack) from January 25 to March 5, 2006, during the second half of the nesting season. Transmitters were attached using a 2-part epoxy resin (Tubolit MEP-301) and covered with a layer of antifouling paint. The units were powered by 2 D-size lithium batteries (0.5 W output), and were duty cycled to work 24 h on, during the first 30 d, and 24 h on/48 h off thereafter. Transmissions were processed via ARGOS location system (http://argosinc.com) for location information, surface temperature at the time of transmission, battery voltage and number and duration of transmissions.

Five satellite transmitters were deployed on Busca Vida and Jauá beaches (Kilometers 21 to 27), and 5 on Praia do Forte and Imbassaí beaches (Kilometers 69 to 77) (Fig. 1, Table 1).

Each turtle was measured with flexible plastic tape over the curve carapace length (CCL) and tagged with inconel tags on each front flipper (National Band and Tag Co.). Other data, such as date, time, location and tissue samples, were collected according to TAMAR's standardized protocols (Marcovaldi & Marcovaldi 1999).

Location data provided by ARGOS were analyzed using the Satellite Tracking and Analysis Tool (STAT; Coyne & Godley 2005) program from seaturtle.org. The most accurate positions (Location Classes [LC] 3, 2, 1 and A; see Hays et al. 2001) were used to reconstruct routes and calculate distances. LC Z, B and 0 and speeds >5 km h^{-1} were excluded from analysis.

Geographic information systems software (ArcGis 9.1, ESRI) was used to map turtle movements and calculate high-use areas and movement pathways.

Postnesting migrations were considered completed when movement was no longer directed for at least 3



Fig. 1. *Caretta caretta*. Location of the nesting area in northeastern Brazil

Table 1. *Caretta caretta*. Deployment information, tracking period and minimum distance traveled for each tracked loggerhead. CCL: curved carapace length

Turtle	Length (CCL; cm)	Deployment location	Deployment date in 2006 (dd/mm)	Days tracked	Min. distance traveled (km)
L1	107	Busca Vida	25/01	593	7129
L2	99	Busca Vida	27/01	897	6902
L3	102	Praia do Forte	31/01	1284	13911
L4	100	Praia do Forte	03/02	1250	17681
L5	101.5	Jauá	14/02	426	5132
L6	100	Busca Vida	15/02	565	5442
L7	103	Imbassaí	18/02	1109	12430
L8	101	Praia do Forte	21/02	1249	7539
L9	101.5	Busca Vida	21/02	504	7127
L10	101	Praia do Forte	05/03	826	8680

consecutive days (Zbinden et al. 2008). Foraging areas were identified as those areas where turtles showed restricted movements (multidirectional and back-tracked over previous tracks) following postnesting migrations, which continued until the transmitters stopped sending information or until turtles engaged new return migrations (Troeng et al. 2005). To define important habitats for each turtle, we calculated fixed kernel home ranges using Hawth's analysis tools for ArcGIS (Beyer 2004). Using kernel home-range estimates (KHRE) 50% utilization distributions (UD), we delineated individual and joined core habitat-use areas; *h* factor was 0.05, calculated following Silverman (1986).

RESULTS

Internesting movements

Turtles were tracked for 426 to 1284 d (mean: 870 d; Table 1). Location data showed that 2 turtles left the nesting beaches immediately after deployment, while 8 stayed for 12 to 66 d (mean: 33.6 d) and displayed subsequent internesting behavior prior to departure. Maximum distance between successive nesting events of a single female varied from 1 to 41 km (mean: 8.8 km; Table 2).

Excluding the 2 turtles that departed immediately, emergences inferred from Argos location data suggest that 1 female nested 5 times, 2 nested 4 times, 2 nested 3 times and 3 nested twice, including nesting on the deployment date (Table 2).

Maximum perpendicular distance from the coastline during internesting movements varied from 12.1 to 26.4 km (mean: 19.6 km); individual-at-sea areas ranged from 36 to 1392 km^2 (mean: 559 km^2) (Table 2). Turtles mostly remained over the continental shelf, with 72% of location signals received in waters <50 m deep (Fig. 2).

KHREs of 50 and 25% UD for all turtles showed 2 separated internesting areas (<50 km apart), located in waters adjacent to the 2 main nesting aggregations, Busca Vida and Praia do Forte (Fig. 3). During the internesting period, turtles concentrated their movements in waters adjacent to the main nesting beaches where they were originally tagged, except for a single female that moved among the 2 areas.

Five females were tracked from foraging areas for a subsequent season after 2 (L7, L8, L10) and 3 (L3, L4) nesting years. Return migrations from foraging grounds began in October or early November, lasting from 27 to 66 d (Table 3).

Turtles returned to the breeding ground where they were originally tagged (i.e. Praia do Forte). Kernel-estimated home ranges partially overlapped in all cases (Fig. 4). Turtle L4 moved among the 2 areas (i.e. Praia do Forte and Busca Vida beaches) in both nesting seasons and showed fragmented kernel-estimated use of internesting habitat (Fig. 4). Turtle L10 departed from the nesting beach right after tag deployment, so no information is available for comparison of internesting movements during the first season.

Remigrant turtles remained in the nesting grounds for between 83 and 105 d (Table 3), while the same 4 turtles tracked during the first nesting season stayed in the area from 12 to 44 d after deployment.

Postnesting movements

Females migrated for a mean of 27 d (range: 0 to 66 d) to foraging grounds located on the northern coast of Brazil. Eight females remained on the coast of the state of Ceará, one in the state of Maranhão and one was situated in the state of Pará (Fig. 5). Movements between nesting and foraging grounds occurred along the coast, mainly in waters between 25 and 50 m depth (Figs. 2 & 5), with sporadic and short excursions to deeper waters. Three females started migrations by moving into deeper waters for 5 to 7 d, but returned to the shelf later. The minimum travel distances between nesting and foraging areas varied from 1309 to 2439 km (mean: 1695 km), and the mean migration period was 37 d (range: 28 to 47 d), at a mean travel rate of 45.8 km d^{-1} (or 1.9 km h^{-1}).

Postnesting migrations of the 5 remigrant turtles lasted from 30 to 39 d. All of the females returned to the same foraging ground off the coast of Ceará.

Table 2. *Caretta caretta*. Nesting activity information recorded for the loggerheads tagged at the nesting site in the state of Bahia. Maximum interval: maximum distance and time period between first and last records. –: no data

Turtle	Record date in 2006 (dd/mm)	Record location (coastal km)	Distance from previous landing (km)	Time interval between consecutive records (d)	Maximum interval (km; d)	Internesting area (km^2)	Maximum distance from coast (km)
L1	25/01	24	–	–	(1; 15)	36	12.1
	08/02	23	1	15			
L2	27/01	21	–	–	–	–	–
L3	31/01	71	–	–	(6; 14)	386	17.2
	14/02	77	6	14			
L4	03/02	71	–	–	(39; 43)	1392	21.7
	17/02	72	1	14			
	03/03	31	41	14			
	18/03	70	39	15			
L5	14/02	27	–	–	(7; 66)	609	21.6
	02/03	22	5	16			
	20/03	21	1	18			
	21/04	28	7	32			
L6	15/02	21	–	–	(13; 28)	718	18.1
	01/03	24	3	14			
	15/03	33	9	14			
L7	18/02	77	–	–	(5; 27)	632	16.2
	02/03	71	6	12			
	17/03	72	1	15			
L8	21/02	69	–	–	(1; 12)	306	26.4
	05/03	68	1	12			
L9	22/02	24	–	–	(19; 63)	390	23.5
	10/03	21	3	16			
	27/03	12	9	17			
	10/04	27	15	14			
	26/04	31	4	16			
L10	05/03	69	–	–	–	–	–

Foraging area movements

All 10 females were tracked to a foraging ground. Five ceased transmissions before leaving these foraging areas after periods lasting from 313 to 860 d (mean: 524 d). The 5 remaining turtles left the foraging area for a second nesting season after intervals ranging from 534 to 932 d (mean: 700 d).

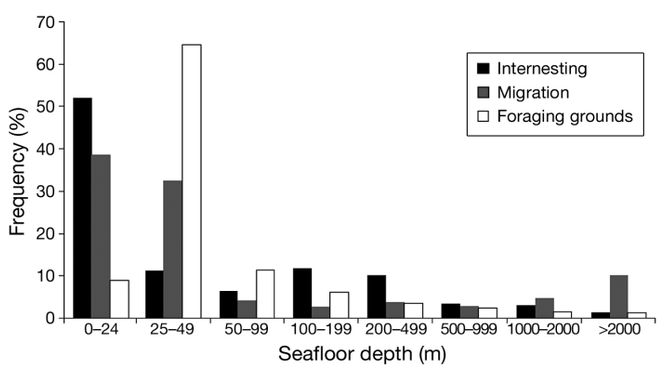


Fig. 2. *Caretta caretta*. Proportion of locations (n = 3654) in relation to bathymetry of the 10 loggerheads tracked from Bahia, during the different phases of the migratory cycle

KHRE 50 % UD ranged from 545 to 1501 km^2 (mean: 889 km^2; Table 3) and showed that all individual core foraging areas were usually located in waters between 25 and 50 m deep (Figs. 2 & 6). Sea bed substrate was medium-coarse sand and gravel (Dias et al. 2004).

Turtles that returned to foraging areas after a second nesting season showed core foraging areas that overlapped with previous ones, with the exception of turtle L10, which limited its movements to <15 km north of the previous areas (Fig. 6). There was no significant relationship between remigration interval and body size.

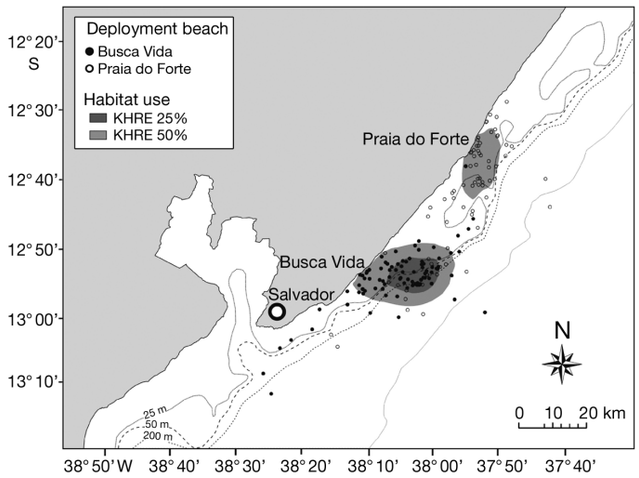


Fig. 3. *Caretta caretta*. Internesting movements and kernel-estimated home-range utilization distributions (KHRE) of 8 loggerheads satellite-tracked from nesting grounds in Bahia, Brazil

DISCUSSION

Tracking durations are among the longest reported for satellite-tracked loggerhead studies to date (see Table 4). This indeed allowed us to reveal individual foraging areas and track several turtles through an entire remigration interval for the first time.

Loggerhead females typically remain within the vicinity of the nesting beach during the internesting period (Stoneburner 1982, Sakamoto et al. 1990, Hays et al. 2001, Godley et al. 2003a, 2008), with alongshore instead of offshore movements (Tucker et al. 1996, Hopkins-Murphy et al. 2003). Turtles tracked in the present study showed similar movements; furthermore, except for 1 single female (L4), which moved between the 2 tagging sites, turtles from different beaches did not exchange sites, as evidenced by kernel distribution analysis, remaining very close to the deployment area. Interestingly, turtles that returned for a second nesting season, 2 or 3 yr after the first, occupied similar-sized home range areas which partially overlapped with those of the first season.

Unfortunately, little information is available in the literature quantifying the size of internesting habitats (Table 4). Stoneburner (1982) reported that tracked females entered estuarine waters behind nesting areas following nesting and left these areas after 1 to 3 d, but did not provide information on the entire size of the area used.

Turtles tracked for consecutive breeding seasons (L3, L4, L7 and L8) showed a strong fidelity to nesting grounds, considering the overall scale of migrations from and to foraging areas. However, some factors must be taken into account for comparisons of internesting habitat use in successive breeding seasons. First of all, the transmission duty cycle was different in the 2 tracked nesting seasons; thus, fewer locations were available in the second one. Furthermore, for 2 turtles (L3 and L8), the large intervals between satellite locations prevented the determination of arrival date at the nesting sites.

Migrations to foraging areas start immediately after the last clutch has been laid (Stoneburner 1982, Tucker et al. 1996, Griffin 2002, Plotkin & Spotila 2002), and are typically nearshore (Papi et al. 1997, Luschi et al. 2006, Hawkes et al. 2007), even if a shorter deep-sea pathway is available (Blumenthal et al. 2006). There are, however, reports of adult loggerheads foraging in oceanic environments (e.g. Hatase et al. 2002, Hawkes et al. 2006). Papi et al. (1997) reported that 1 of 4 tracked loggerheads stopped at a resting area during postnesting migration along the western Indian coast, before heading to the foraging area. Lemke et al. (2003) also reported that 1 turtle tracked settled on a sea mount offshore in the southwestern Atlantic. With the exception of one of the females that made a short excursion off the shelf, all the turtles tracked in our study migrated nearshore, directly towards their foraging areas.

Foraging grounds are generally located 100s (Godley et al. 2003a) or 1000s (Limpus et al. 1992, Papi et al. 1997) of kilometers away from nesting beaches. Limpus et al. (1992) reported mean migration distances of 564 to 1028 km, based on tag-recapture data. Limpus & Limpus (2001) reported migrations of >1600 km between nesting and foraging grounds. Our results fit this long-distance pattern (range: 1309 to 2439 km). Our study also documented swimming speeds similar to those noted in previous studies of loggerheads migrating to neritic foraging areas (Zbinden et al. 2008).

In the northwestern Atlantic, turtles from the same nesting population showed different migration patterns, which could be related to different settlement locations after the oceanic developmental period (Hawkes et al. 2007).

Two subpopulations of Brazilian loggerheads exist throughout the region, the southern stock nesting at Rio de Janeiro and Espirito Santo and the northern stock nesting at Bahia and Sergipe (Reis et al. 2009). While the southern stock turtles dispersed both north

Table 3. *Caretta caretta*. Summary data for tracked loggerheads during migration and permanence in feeding areas, including roundtrip data of the 5 turtles that returned for a subsequent nesting season. Distance to for. grounds: distance from nesting to foraging grounds; Distance from coast: distance from coast in foraging area; Migration for. grounds: migration from nesting to foraging grounds; Migration to nest. grounds: migration from foraging to nesting grounds; Arrival for. area: arrival date in foraging area; Arrival nest. area: arrival date in nesting area; Departure nest. area: departure date from nesting area; KHRE: kernel home-range estimates; dashes: no information due to bad quality signals. Empty cells represent non-remigrant turtles. **Bold**: turtles that remigrated to nesting areas

Turtle ID	Foraging ground location	Distance to for. grounds (km)	Postnesting migration		Foraging ground (1)			Prenesting migration		Internesting period (d)	Postnesting migration		Foraging ground (2)		
			Migration for. grounds (d)	Arrival for. area (dd/mm/yy)	Residency (d)	Area (km^2) 50% KHRE	Distance from coast (range in km)	Migration to nest. grounds (d)	Arrival nest. area (dd/mm/yy)		Departure nest. area (dd/mm/yy)	Migration for. grounds (d)	Residency (d)	Area (km^2) 50% KHRE	Distance from coast (range; km)
L1	Ceará	1595	28	09/03/06	550[a]	545	15.4–42.2								
L2	Ceará	1525	37	05/03/06	860[a,b]	1501	23.6–64.5								
L3	**Ceará**	**1499**	**29**	**17/03/06**	**932**	**1237**	**27.6–58.1**	**34**	**07/11/08**	**83[d]**	**–**	**–**	**102[a]**	**1017**	**28.7–60.8**
L4	**Ceará**	**1530**	**40**	**09/05/06**	**906[c]**	**734**	**39.3–67.9**	**49**	**19/12/08**	**90**	**19/03/09**	**39**	**71[a]**	**1777**	**45.2–99.8**
L5	Maranhão	2269	47	07/06/06	313[a]	636	108.4–144.3								
L6	Ceará	1703	36	16/03/06	500[a]	972	40.8–73.5								
L7	**Ceará**	**1555**	**42**	**29/04/06**	**534**	**1080**	**13.9–46**	**66**	**20/12/07**	**93**	**22/03/08**	**30**	**316[a]**	**1074**	**11–44**
L8	**Ceará**	**1534**	**36**	**13/04/06**	**559**	**854**	**28.9–59**	**51**	**14/12/07**	**–**	**–**	**–**	**507[a,e]**	**426**	**42.7–61.4**
L9	Pará	2439	42	07/06/06	399[a]	667	34.4–61.7								
L10	**Ceará**	**1309**	**34**	**08/04/06**	**576**	**663**	**26.3–52.4**	**27**	**11/11/07**	**105**	**24/02/08**	**33**	**66[a]**	**1248**	**30.2–63.7**

[a]Incomplete foraging ground residency due to ceased transmissions; [b]transmissions interrupted between 23 Mar 2007 and 22 May 2007; [c]transmissions interrupted between 25 Nov 2007 and 4 Feb 2008; [d]transmissions interrupted between 29 Jan 2008 and 27 Apr 2008; [e]transmissions interrupted between 27 Jul 2008 and 24 Jul 2009

Table 4. *Caretta caretta*. Literature information on internesting and foraging habitat use by satellite-tracked nesting loggerheads. n: no. of tracked turtles; na: not available; w: wintering areas; f: foraging areas; KHRE: kernel home-range estimates

Deployment location	Tracked turtles (n)	Tracking period (d)	Mean tracking period (d)	Internesting home range (mean) (km^2)	Foraging home range (km^2) (range; *mean*; n)	Distance between nesting and feeding grounds (range; km)	Source
Northwestern Atlantic (USA)	8	1–34	9	na	na	na	Stoneburner (1982)
Southwestern Indian (South Africa)	4	na	na	na	na	545–930	Papi et al. (1997)
Northwestern Atlantic (USA)	5	101–163	138[a]	na	na	na	Plotkin & Spotila (2002)
Mediterranean (Cyprus)	2	60–82	71	na	na	227–320	Godley et al. (2003a)
Northwestern Atlantic (USA)	4	27–132	81[a]	na	na	na	Dodd & Byles (2003)
Southwestern Atlantic (Brazil)	8	na–301	na	na	570–2700; *757*; 3	na	Lemke et al. (2003)
Caribbean Atlantic (Cayman Islands)	3	379–1000	685	na	na	485–791	Blumenthal et al. (2006)
Eastern Atlantic (Cape Verde)	10	57–566	249[a]	na	112–421; *237*; 3	na (mean: 1253)	Hawkes et al. (2006)
Northwestern Atlantic (USA)	12	na	428	na	17.5–95.4; *51.9*; 5 w 33.6–207.2; *97.7*; 5 f	330–752 w 576–895	Hawkes et al. (2007)
Mediterranean (Cyprus)	10	59–1356	322	na	55–331[b]	na	Broderick et al. (2007)
Northwest Atlantic (USA)	23	7–1415	216	na	na	na	Mansfield et al. (2009)
Southwestern Atlantic (Brazil)	10	426–1284	870	558.6	545–1501	1209–2439 (50% KHRE)	Present study

[a]Calculated from published data; [b]winter and summer areas, respectively

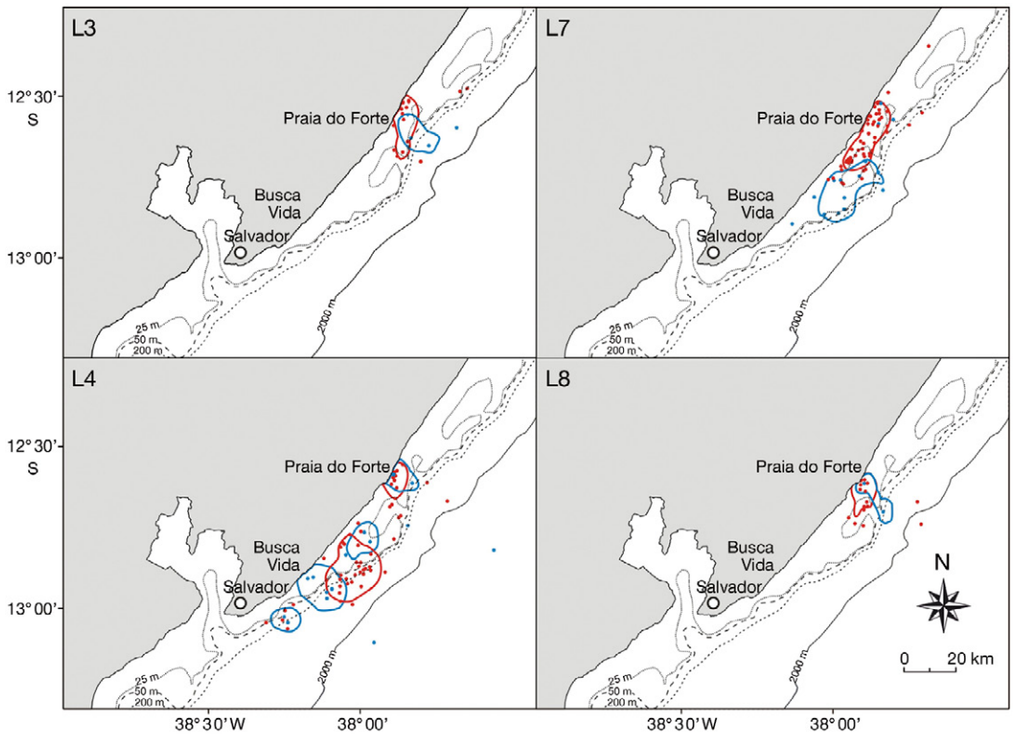


Fig. 4. *Caretta caretta*. Kernel-estimated home-range utilization 50% distributions of 4 tracked loggerheads (L3, >L4, L7, L8) showing their first (red) and second (blue) internesting areas

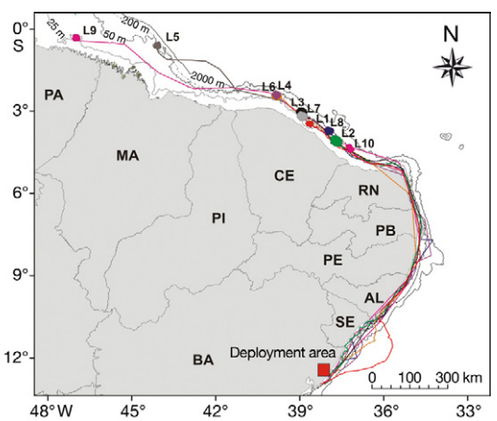


Fig. 5. *Caretta caretta*. Postnesting movements of 10 loggerheads satellite-tracked from nesting grounds in northern Bahia, Brazil. State abbreviations — PA: Pará; MA: Maranhão; PI: Piauí; CE: Ceará; RN: Rio Grande do Norte; PB: Paraíba; PE: Pernambuco; AL: Alagoas; SE: Sergipe; BA: Bahia

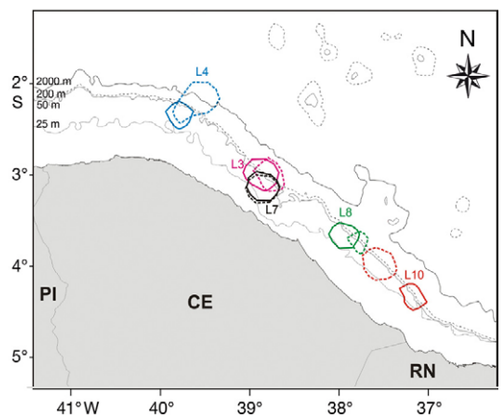


Fig. 6. *Caretta caretta*. Kernel-estimated home-range utilization 50% distributions of feeding areas of the 5 tracked loggerheads following their first (solid perimeter) and second (broken perimeter) postnesting migration. State abbreviations — PI: Piauí; CE: Ceará; RN: Rio Grande do Norte

and south from the nesting area (Lemke et al. 2003), the northern stock turtles traveled to common foraging areas in northern Brazil. Although we observed a distinctive migratory behavior among the 2 stocks, limited tracking duration of individuals from the southern stock (Espírito Santo) and tag recoveries from adult females found stranded in Uruguay from both loggerhead subpopulations (Almeida et al. 2000, Laporta & Lopez 2003) prevent definitive conclusions on migration patterns.

A seasonal shuttling between foraging and wintering grounds has been observed in several populations from temperate regions as an attempt to avoid lethally cold winter temperatures (Broderick et al. 2007, Hawkes et al. 2007, Zbinden et al. 2008). Following postnesting migrations, females tracked in the present study arrived at foraging grounds and remained within restricted areas until subsequent nesting migrations. Foraging grounds located along the tropical northern coast of Brazil exhibit minimal water temperature variations (27 to 29°C; Freire & Cavalcanti 1998) during the year and are thus suitable for loggerheads on a year-round basis.

All the loggerheads tracked during the present study remained at their foraging grounds until subsequent reproductive migrations, in a similar manner to other nesting populations (Luschi et al. 2006, Broderick et al. 2007, Zbinden et al. 2008). These results differ from the results on loggerheads nesting at Cape Verde and Japan, where the turtles used both coastal and oceanic foraging areas, and the body size of the individuals correlated markedly with the foraging mode. Turtles foraging neritically were significantly larger than turtles foraging oceanically (Hatase et al. 2002, Hawkes et al. 2006). It seems that the neritic foraging strategy maintained over a long period of time by Brazilian loggerheads leads to the relatively large body size of the population (102.8 ± 0.04 cm CCL, Marcovaldi & Laurent 1996; 103 cm, Marcovaldi & Chaloupka 2007).

Little is known about the extent of individual foraging areas (Table 4). Hawkes et al. (2006) reported foraging areas ranging from 112 to 421 km^2, using minimum convex polygons. The same procedure was employed by Broderick et al. (2007) to calculate winter and summer home ranges for 3 loggerheads, ranging from 55 (winter) to 331 km^2 (summer). Loggerhead foraging areas are typically small in size, on the order of 10s of square kilometers (Schroeder et al. 2003). However, calculated foraging areas for loggerheads from the Bahia coast were larger than those reported previously for other areas (see Table 4). Long-term tracking provided sufficient information to delineate the core foraging area exploited by the turtles during their entire residency (i.e. 2 and 3 nesting years) with more accuracy than was possible in previous studies. In addition, loggerheads are omnivorous and generally forage on benthic organisms such as mollusks, crustaceans and coelenterates in neritic habitats (Hatase et al. 2002); thus, as food resources become depleted, turtles may move among a few preferred foraging sites to utilize a larger foraging area (Schroeder et al. 2003). This may be an explanation for the larger size of foraging areas observed during extended residency. However, the longer tracking period, as well as differences in the methods used in area delimitations, may have led to the larger areas recorded compared to other studies (Table 4). Further studies will address prey availability and habitat characterization of loggerhead foraging grounds to better understand these findings.

Differences in remigration intervals are known to occur from long-term mark-recapture studies. Schroeder et al. (2003) summarize the observed remigration rates obtained from different studies around the world. Our study was the first satellite telemetry study to document such varying intervals. Turtles tagged at the same nesting ground migrated to the same foraging area and traveled back to the nesting site at different intervals (2 and 3 nesting years). Differences in observed remigration intervals within sea turtle populations can be assigned to several causes: mortality, variations in the quality of forage and inherent methodological limitations (e.g. flipper tagging) (Limpus & Nicholls 1988, Schroeder et al. 2003). Further analyses are underway to explore these results in more detail in terms of oceanography and resource availability.

Broderick et al. (2007) tracked 2 loggerhead females during consecutive postnesting migrations to foraging areas in the Mediterranean, where turtles exhibited high levels of fidelity to migratory routes, foraging areas and wintering sites. However, turtles were recaptured at the nesting beach after an interval of 2 to 3 yr and tracked for a second migration; thus, information about the complete residency period at foraging areas and prenesting migration routes was limited. After a second postnesting migration, turtles tracked in the present study returned to the same foraging area, indicating strong philopatry to specific foraging areas, as previously noted by Broderick et al. (2007). Furthermore, our migration data demonstrated fidelity to internesting areas after subsequent nesting seasons, as well as migratory routes from nesting to foraging areas and vice versa.

CONSERVATION IMPLICATIONS

The northern coast of Brazil has previously been identified as an important foraging ground for green turtles *Chelonia mydas* (Koch et al. 1969, Meylan et al. 1990, Luschi et al. 1998, Godley et al. 2003b), espe-

cially the Ceará coast (Lima & Troëng 2001, Naro-Maciel et al. 2007). Our findings demonstrate the importance of these foraging grounds for loggerheads breeding on the coast of Bahia as well. Satellite telemetry was an efficient tool for defining both migratory pathways and the extent of internesting and foraging areas of the tracked turtles.

The 10 tracked loggerheads used distinct areas during internesting periods, related to their tagging site; movements between nesting and foraging areas comprised >1500 km, along the coast of 10 Brazilian states. This behavior exposes the turtles to different impacts depending on habitat and jurisdiction (e.g. different fisheries and respective time closures, varying licensing criteria in different states) and highlights the need for integrated and complementary actions along the entire delineated migratory corridor. Noteworthy is the fact that the nesting and foraging areas for adult females from the same population are located within a single country. This provides a good starting point for ensuring the long-term protection of this relevant part of the turtle's life cycle, since national policies and conservation measures are already established.

Acknowledgements. We thank CENPES/PETROBRAS (Centro de Pesquisas da PETROBRAS) for supporting the 'Mamíferos e Quelônios Marinhos' project, which included the present study. We thank the field personnel, who worked diligently in patrolling beaches and collecting data. Special thanks go to Soraya Christina Bruno, for valuable help with satellite data management and maps, and to Milagros López-Mendilaharsu for valuable suggestions on this manuscript. Projeto TAMAR is a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, affiliated with ICMBio and co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras. The comments of T. Tucker and 3 anonymous reviewers improved the quality of the manuscript.

LITERATURE CITED

Almeida AP, Baptistotte C, Schineider JA (2000) Loggerhead turtle tagged in Brazil found in Uruguay. Mar Turtle Newsl 87:10

Beyer HL (2004) Hawth's analysis tools for ArcGIS. Available at: www.spatialecology.com/htools

Blumenthal JM, Solomon JL, Bell CD, Austin TJ and others (2006) Satellite tracking highlights the need for international cooperation in marine turtle management. Endang Species Res 2:51–61

Broderick AC, Coyne MS, Fuller WJ, Glen F, Godley BJ (2007) Fidelity and overwintering of sea turtles. Proc R Soc Lond B Biol Sci 274:1533–1538

Bustard HR, Limpus CJ (1971) Loggerhead turtle movements. Br J Herpetol 4:228–230

Coyne MS, Godley BJ (2005) Satellite Tracking and Analysis Tool (STAT): an integrated system for archiving, analyzing and mapping animal tracking data. Mar Ecol Prog Ser 301: 1–7

Dias GTM, Robrini M, Freire GSF, Figueiredo AG Jr (2004) Cartas de sedimento de fundo. Áreas da oceanografia geológica (sul, central, nordeste e norte)—Programa de avaliacão do potencial sustentável dos recursos vivos na Zona Econômica Exclusiva. REVIZEE. CD-ROM de cartas sedimentológicas. Available at: www.mma.gov.br/port/sqa/projeto/revizee

Dodd CK, Byles R (2003) Post-nesting movements and behavior of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) departing from East-Central Florida nesting beaches. Chelonian Conserv Biol 4:530–536

Freire GSS, Cavalcanti VMM (1998) A cobertura sedimentar quaternária da plataforma continental do estado do Ceará. DNPM/LGMA-UFC, Fortaleza

Girard C, Tucker AD, Calmettes B (2009) Post-nesting migrations of loggerhead sea turtles in the Gulf of Mexico: dispersal in highly dynamic conditions. Mar Biol 156: 1827–1839

Godley BJ, Broderick AC, Glen F, Hays GC (2003a) Post-nesting movements and submergence patterns of loggerhead marine turtles in the Mediterranean assessed by satellite tracking. J Exp Mar Biol Ecol 287:119–134

Godley BJ, Lima EHSM, Åkesson S, Broderick AC and others (2003b) Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. Mar Ecol Prog Ser 253:279–288

Godley BJ, Blumenthal JM, Broderick AC, Coyne MS, Godfrey MH, Hawkes LA, Witt MJ (2008) Satellite tracking of sea turtles: Where have we been and where do we go next? Endang Species Res 4:3–22

Griffin D (2002) GIS analysis of inter-nesting habitat, migratory corridors, and resident foraging areas of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) along the southeast coast. Masters thesis, College of Charleston, Charleston, SC

Hatase H, Takai N, Matsuzawa Y, Sakamoto W and others (2002) Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. Mar Ecol Prog Ser 233:273–281

Hawkes LA, Broderick AC, Coyne MS, Godfrey MH and others (2006) Phenotypically linked dichotomy in sea turtle foraging requires multiple conservation approaches. Curr Biol 16:990–995

Hawkes LA, Broderick AC, Coyne MS, Godfrey MH, Godley BJ (2007) Only some like it hot—quantifying the environmental niche of the loggerhead sea turtle. Divers Distrib 13:447–457

Hays GC (2008) Sea turtles: a review of some key recent discoveries and remaining questions. J Exp Mar Biol Ecol 356:1–7

Hays GC, Åkesson S, Godley BJ, Luschi P, Santidrian P (2001) The implications of location accuracy for the interpretation of satellite tracking data. Anim Behav 61:1035–1040

Hopkins SR, Murphy TM (1981) Reproductive ecology of *Caretta caretta* in South Carolina. Study Completion Report, South Carolina Wildlife and Marine Resources Department, p 1–97

Hopkins-Murphy S, Owens DW, Murphy TM (2003) Ecology of benthic immature loggerhead turtles (*Caretta caretta*) on foraging grounds and internesting habitat use by adult females—Atlantic. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) Loggerhead sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p 319

Hughes GR (1982) Nesting cycles in sea turtles, typical or atypical? In: Bjorndal KA (ed) Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p 81–89

Koch AL, Carr A, Ehrenfeld DW (1969) The problem of open-sea navigation: the migration of the green turtle to Ascension Island. J Theor Biol 22:163–179

Laporta M, Lopez G (2003) Loggerhead sea turtle tagged in Brazil caught by a trawler in waters of the common Argentinian–Uruguayan Fishing Area. Mar Turtle Newsl 102:14

Lemke D, Frazier JG, Thomé JCA, Almeida AP, Scalfoni J (2003) Satellite telemetry of loggerheads in Brazil. In: Pilcher NJ (compiler) Proc 23rd Annu Symp Sea Turtle Biol Conserv, 17–21 March 2003, Kuala Lumpur NOAA Tech Memo 536:230–233

Lima EHSM, Troëng S (2001) Link between green turtles foraging in Brazil and nesting in Costa Rica? Mar Turtle Newsl 94:9

Limpus CJ, Limpus DJ (2001) The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in Queensland: breeding migrations and fidelity to a warm temperate feeding area. Chelonian Conserv Biol 4:142–153

Limpus CJ, Limpus DJ (2003) Biology of the loggerhead turtle in western South Pacific Ocean foraging areas. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) Loggerhead sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p 93–113

Limpus CJ, Nicholls N (1988) The Southern Oscillation regulates the annual numbers of green turtles (*Chelonia mydas*) breeding around northern Australia. Aust Wildl Res 15:157–161

Limpus CJ, Reed PC (1985) The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in Queensland: observations on internesting behaviour. Aust Wildl Res 12:535–540

Limpus CJ, Miller JD, Parmenter J, Reimer D, Mc Lachlan N, Webb R (1992) Migration of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) turtles to and from eastern Australia rookeries. Wildl Res 19:347–358

Luschi P, Hays GC, Del Seppia C, Marsh R, Papi F (1998) The navigational feats of green sea turtles migrating from Ascension Island investigated by satellite telemetry. Proc Biol Sci 265:2279–2284

Luschi P, Lutjeharm JRE, Lambardi R, Mencacci R, Hughes GR, Hays GC (2006) A review of migratory behaviour of sea turtles off southeastern Africa. S Afr J Sci 102:51–58

Mansfield K, Saba VS, Keinath JA, Musick JA (2009) Satellite tracking reveals a dichotomy in migration strategies among juvenile loggerhead turtles in the Northwest Atlantic. Mar Biol 156:2555–2570

Marcovaldi M, Chaloupka M (2007) Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endang Species Res 3:133–143

Marcovaldi MA, Laurent A (1996) A six-season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conserv Biol 2:55–59

Marcovaldi MA, Marcovaldi GG (1999) Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biol Conserv 91:35–41

Marcovaldi MA, Silva ACCD, Gallo BMG, Baptistotte C and others (2000) Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brasil. In: Kalb HJ, Wibbels T (compilers) Proc 19th Annu Symp Sea Turtle Biol Conser, 2–6 March 1999, South Padre Island, TX, USA. NOAA Tech Memo 443: 164–166

Meylan A (1982) Sea turtle migration—evidence from tag returns. In: Bjorndal KA (ed) Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, p 91–100

Meylan AB, Bowen BW, Avise JC (1990) A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. Science 248:724–727

Naro-Maciel E, Becker JH, Lima HSM, Marcovaldi MA, Desalle R (2007) Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. J Hered 98: 29–39

Papi F, Luschi P, Crosio E, Hughes GR (1997) Satellite tracking experiments on the navigational ability and migratory behaviour of the loggerhead turtle *Caretta caretta*. Mar Biol 129:215–220

Plotkin PT, Spotila JR (2002) Post-nesting migrations of loggerhead turtles *Caretta caretta* from Georgia, USA: conservation implications for a genetically distinct subpopulation. Oryx 36:396–399

Polovina JJ, Balazs GH, Howell EA, Parker DM, Seki MP, Dutton PH (2004) Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. Fish Oceanogr 13:36–51

Reis EC, Soares LS, Vargas SM, Santos FR and others (2009) Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. Conserv Gen 11:1467–1477

Sakamoto W, Naito Y, Uchida I, Kureha K (1990) Circadian rhythm on diving motion of the loggerhead turtle *Caretta caretta* during inter-nesting and its fluctuations induced by oceanic environmental events. Bull Jpn Soc Sci Fish 56:263–272

Schroeder BA, Foley AM, Bagley DA (2003) Nesting patterns, reproductive migrations, and adult foraging areas of loggerhead turtles. In: Bolten AB, Witheringto BE (eds) Loggerhead sea turtles. Smithsonian Books, Washington, DC, p 114–124

Silverman BW (1986) Density estimation for statistics and data analysis. Chapman & Hall, London

Stoneburner DL (1982) Satellite telemetry of loggerhead sea turtle movement in the Georgia Bight. Copeia 1982: 400–408

Timko RE, Kolz L (1982) Satellite sea turtle tracking. Mar Fish Rev 44:19–24

Troeng S, Evans DR, Harrison E, Lagueux CJ (2005) Migration of green turtles *Chelonia mydas* from Tortuguero, Costa Rica. Mar Biol 148:435–447

Tucker AD (2009) Eight nests recorded for a loggerhead in one season. Mar Turtle Newsl 124:16–17

Tucker AD (2010) Nest site fidelity and clutch frequency of loggerhead turtles are better elucidated by satellite telemetry than by nocturnal tagging efforts: implications for stock estimation. J Exp Mar Biol Ecol 383:48–55

Tucker AD, Fitzsimmons NN, Limpus CJ (1996) Conservation implications of internesting habitat use by loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in Woongarra Marine Park, Queensland, Australia. Pac Conserv Biol 2:157–166

Zbinden JA, Aebischera A, Margaritoulis D, Arlettaza R (2007) Insights into the management of sea turtle internesting area through satellite telemetry. Biol Conserv 137: 157–162

Zbinden JA, Aebischer A, Margaritoulis D, Arlettaz R (2008) Important areas at sea for adult loggerhead sea turtles in the Mediterranean Sea: satellite tracking corroborates findings from potentially biased sources. Mar Biol 153: 899–906

Editorial responsibility: Brendan Godley, University of Exeter, Cornwall Campus, UK

Submitted: January 6, 2010; Accepted: August 11, 2010
Proofs received from author(s): October 18, 2010

Aquat. Living Resour. 23, 65–75 (2010)
© EDP Sciences, IFREMER, IRD 2010
DOI: 10.1051/alr/2010001
www.alr-journal.org

Aquatic Living Resources



Standardization of CPUE of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) caught by pelagic longliners in the Southwestern Atlantic Ocean

Maite Pons[1,2], Andrés Domingo[1,2,a], Gilberto Sales[3], Fernando Niemeyer Fiedler[4], Philip Miller[1,2], Bruno Giffoni[5] and Mauricio Ortiz[6]

[1] Recursos Pelágicos, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Constituyente 1497, CP 11200, Montevideo, Uruguay
[2] Centro de Investigación y Conservación Marina, Giannattasio km.30.500, CP 15008, El Pinar, Canelones, Uruguay
[3] Centro TAMAR / ICMCB, Av Farol Gargia Dávila s/n Praia do Forte, Mata de São João, Bahia, Brazil
[4] Fundação Pró-TAMAR, Rua Antônio Athanazio nº 273, Itaguá, CEP: 11680-000, Ubatuba, São Paulo, Brazil
[5] National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Miami Laboratory, 75 Virginia Beach Drive, Miami FL 33149, USA
[6] Fundação Pró-TAMAR, Av. Ministro Victor Konder n° 374, Centro, CEP: 88301-700, Itajaí, Santa Catarina, Brazil

Received 27 February 2009; Accepted 10 November 2009

Abstract – The population abundance estimates used in stock assessments or required to establish management measures, depend on the sampling of the entire demographic spectrum of a population resident in a given area. However, for sea turtles, most population estimates are based mainly on nesting beach survey data and only consider a fraction of the population. The Southwest Atlantic Ocean (SWA) is an important foraging and development area for juveniles of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* where reproductive stocks from various nesting beaches mix. Declines in *C. caretta* populations have been observed in many parts of the world and bycatch rates of this species in the SWA are among the highest worldwide. This study standardizes the catch rates of loggerheads caught by pelagic longline fisheries in the region, using data collected by observer programs from Brazil and Uruguay. Generalized linear models (GLM) with a delta lognormal approximation were used. The variables used in the model take into account spatial and temporal variations as well as the characteristics of the fleet. In total, 6 272 344 hooks were observed between 1998 and 2007, with minimum effort registered in 2000 (12 010 hooks) and maximum effort in 2005 (1 989 431 hooks). During this period 3778 loggerheads were incidentally captured. The catch rates of loggerheads by the Uruguayan and Brazilian pelagic longline fisheries show oscillations through the years without a clear tendency; however, a low negative trend was observed from 1998 to 2005 with an increase in the last two years (2006 and 2007). The capture per unit of effort (CPUE) values varied between 0.38 to 1.78 ind/1000 hooks in 2005 and 2007, respectively. Distinct zones with differential catch rates were identified, with the higher CPUE values over the continental slope of Uruguay and adjacent waters. The incidental catch rates of this species are influenced, not only by fishing area, but also by year, season, sea surface temperature and gear type. In consequence, these variables and other potential ones should be considered in bycatch estimates by different fisheries because the loggerhead sea turtles are not uniformly distributed. This study intends to contribute not only to the general knowledge of loggerhead sea turtles in the SWA but to a future assessment of their populations at a global scale.

Key words: Sea turtle / bycatch / longline / GLM / Southwestern Atlantic Ocean

Résumé – Les estimations d'abondance de population utilisées dans l'évaluation des stocks ou demandées pour établir des mesures de gestion, dépendent de l'échantillonnage du spectre démographique entier d'une population résidente dans une zone donnée. Cependant, pour les tortues de mer, ces estimations sont basées principalement sur des relevés des nids observés sur les plages et considèrent une fraction seulement de la population. L'Atlantique sud-ouest (SWA) est une zone importante de nourriture et de développement pour les juvéniles de la tortue caouanne *Caretta caretta* où des stocks de diverses plages de nidification sont mêlés. Le déclin des populations de *C. caretta* a été observé en de nombreux points du globe et les taux de captures accessoires de cette espèce en SWA sont parmi les plus élevés du monde. Cette étude standardise les taux de capture de cette espèce capturée lors de la pêche à la palangre, utilisant des

[a] Corresponding author: adomingo@dinara.gub.uy

des données collectées par des observateurs des programmes du Brésil et de l'Uruguay. Des modèles linéaires généralisés (GLM) avec une approximation delta log normale ont été utilisés. Les variables utilisées dans le modèle prennent en compte les variations spatiales et temporelles ainsi que les caractéristiques de la flotte. Au total, 6 272 344 hameçons ont été observés entre 1998 et 2007, avec un minimum d'effort enregistré en 2000 (12 010 hameçons) et un maximum en 2005 (1 989 431 hameçons). Durant cette période 3778 tortues caouannes ont été capturées. Les taux de capture de ces tortues par les palangriers uruguayens et brésiliens montrent des oscillations selon les années sans tendance évidente ; cependant, une faible tendance négative a été observée de 1998 à 2005 avec une augmentation en 2006 et 2007. Les valeurs de captures par unité d'effort (CPUE) varient de 0,38 à 1,78 ind/1000 hameçons en 2005 et 2007, respectivement. Des zones distinctes avec différents taux de capture sont identifiées avec des valeurs plus élevées de CPUE sur la pente continentale de l'Uruguay et les eaux adjacentes. Les taux de captures accidentelles de cette espèce sont influencés non seulement par la zone de pêche mais aussi selon l'année, la saison, la température de surface et le type d'engin de pêche. En conséquence, ces variables et autres critères potentiels devraient être considérés dans l'estimation des captures accessoires des diverses pêcheries car la répartition de cette tortue n'est pas uniforme. Cette étude tente de contribuer non seulement à la connaissance de la tortue caouanne en SWA mais à une estimation de leur population à un niveau mondial.

1 Introduction

The pelagic longline fishery in Uruguay and Brazil targets swordfish (*Xiphias gladius*), tunas (*Thunnus obesus, T. alalunga* and *T. albacares*) and some shark species (especially *Prionace glauca*). The Brazilian tuna fleet has been operating since 1956, with national as well as foreign leased vessels (Hazin et al. 1998), while the Uruguayan fleet has been operating without interruption since 1981. Both fleets operate in an extended zone in the southwestern Atlantic (SWA), often concentrating their effort on the continental slope and adjacent waters.

The pelagic longline fisheries are one of the main known causes of juvenile and adult sea turtle bycatch worldwide (Spotila et al. 2000; Yeung 2001; Lewison et al. 2004; Lewison and Crowder 2007). In the SWA the interaction of this fishery with sea turtles has been reported by various previous studies (Kotas et al. 2003; Pinedo and Polacheck 2004; Domingo et al. 2006; Lopez-Mendilaharsu et al. 2007; Giffoni et al. 2008; Sales et al. 2008). The loggerhead (*Caretta caretta*) is the most frequently captured sea turtle species, and its bycatch rates in the SWA are among the highest worldwide (Domingo et al. 2006; Lopez-Mendilaharsu et al. 2007; Giffoni et al. 2008 and Sales et al. 2008 where catch rates are compared with studies of other longline fisheries). The loggerhead bycatch by the Uruguayan and Brazilian longline fleets has been registered principally in waters over the continental slope, and also over the Rio Grande Rise (Lopez-Mendilaharsu et al. 2007; Giffoni et al. 2008; Sales et al. 2008).

The SWA is an important foraging and development area for juveniles of *C. caretta* (Domingo et al. 2006), where individuals belonging to reproductive stocks from various nesting beaches mix. From 43 loggerheads sampled from Uruguayan longline and coastal trawl fisheries bycatch, Caraccio et al. (2008) found that on the continental shelf and slope there was a predominance of the haplotype found on Brazilian nesting beaches, while off the slope in the open ocean, other haplotypes from nesting beaches in various locations, such as the USA, Mexico, Greece, Turkey and Brazil could also be found. Meanwhile, another study (Reis et al. 2009) found six distinct haplotypes among 125 loggerhead turtles sampled from Brazilian longline bycatch. According to these authors, only 47.2% of those loggerhead turtles had the Brazilian haplotype. The others turtles come from distinct rookeries different from the Brazilian ones.

All sea turtle species in the Atlantic Ocean are catalogued as either endangered or critically endangered by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN). Loggerheads are specifically listed as endangered in the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2008). The declines in numbers and critical situation faced by many sea turtle populations worldwide (Spotila et al. 2000; Kamezaki et al. 2003; Limpus and Limpus 2003; Witherington et al. 2009) and their life history characteristics (Bolten et al. 1998; Heppell et al. 1999) require serious conservation and management measures, a number of which are currently underway. However, for these to be successful, the trends in sea turtle populations should first be determined.

The population abundance estimates used in stock assessments or required to establish management measures depend on the sampling of the entire demographic spectrum of a population resident in a given area (Chaloupka et al. 2004). Most status and trend assessments of sea turtle populations are based on nesting beach survey data and therefore only take into account adult females. Although this information is very useful, it is insufficient because it leaves out the majority of the population: immature individuals of both sexes, adult males and non-reproductive females (Chaloupka and Limpus 2001). Small decreases in adult or large juvenile age-classes can drastically reduce population growth rates and are unlikely to be compensated by an increase in newborn production or survival (Heppell et al. 1999).

The models used in fisheries stock assessments require information on annual abundance variations of the species in question. The capture per unit of effort (CPUE) is traditionally used as a relative index of fish stock abundance (Hilborn and Walters 1992). This index is biased due to the variability in fishing operations, gear efficiency and different spatial and temporal distribution of resources (Maunder and Punt 2004). In consequence, it is desirable to remove those factors that can influence the CPUE, but which are not related to abundance. This procedure is commonly known as CPUE standardization (Maunder and Punt 2004), a process for which various models are used. The most common are generalized linear models (GLM) (McCullagh and Nelder 1989; Maunder and Punt 2004) where the CPUE is computed as a linear combination

of explanatory variables, which can be continuous or categorical. We used these models to identify the factors that influence the capture rates of loggerheads in the SWA and develop a standardized index of relative abundance that can contribute to future population assessments that may be of assistance in the development of conservation and management strategies.

For the past few years, Uruguay and Brazil have been working together, combining efforts in research and conservation of sea turtles (Domingo et al. 2006; López-Mendilaharsu et al. 2007; Giffoni et al. 2008). This study attempts to give a regional perspective on catch trends of juvenile loggerheads in the SWA, standardizing the catch rates of *C. caretta* captured by the pelagic longline fleets of Uruguay and Brazil using data collected by scientific observers from observer programs of both countries. We also analyzed how each factor influenced the variability in catch rates of loggerhead sea turtles in the SWA.

2 Materials and methods

2.1 Characteristics of the fleets

The Brazilian and Uruguayan pelagic longline fleets present some differences in target species, operational area, vessel features, product processing and conservation, and gear configuration (e.g. number of hooks between buoys, depth of the gear, etc.) Such differences can also be found among vessels of the same fleet (Domingo et al. 2005; Bugoni et al. 2008; Jiménez et al. 2009). Beyond these differences, this study analyzes data from both countries taking into consideration only some of the vessels' features (engine power in HP, length in meters, Gross Registered Tonnage – GRT) and the type of fishing gear utilized (monofilament or multifilament mainline). A total of 48 vessels were observed.

2.2 Database

The data analyzed were collected by observers of *Programa Nacional de Observadores a Bordo de la Flota Atunera Uruguaya* (PNOFA) from Uruguay, since 1998, and *Programa Nacional de Observadores de Bordo da Frota Pesqueira do Brasil* (PROBORDO), and by observers of Fundação Pró-TAMAR, *Instituto ALBATROZ* and *Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental* (NEMA) from Brazil, since 2001.

We analyzed a total of 4276 fishing sets deployed between April 1998 and November 2007 in the area located between parallels 19° S and 37° 30' S, representing a total effort of 6 272 344 hooks by the two fleets. For each set, the observers recorded the date, geographic position (latitude and longitude) and sea surface temperature (SST in °C) at the beginning of the set, the effort (in number of hooks) and the number of loggerhead turtles captured. Nominal CPUE was calculated as the number of individuals captured every 1000 hooks (ind/1000 hooks). Seasons were considered as year quarters: 1st (January-March), 2nd (April-June), 3rd (July-September) and 4th (October-December).

2.3 Data selection

We conducted a Pearson correlation analysis between engine power, vessel length and GRT of the vessels to avoid the inclusion of variables in the model that could be highly correlated, and instead use a single variable that reflects the efficiency of the fleet.

The continuous explanatory variables SST and vessel characteristics were first evaluated with non-parametric smoothing functions (splines) to determine the type of relationship between the variables and the dependent catch rates (log CPUE). Those continuous variables that did not have a linear relation with the log CPUE were split into categories before inclusion in the GLM, because it would be incorrect to include them in the GLM model as linear covariates.

Since loggerheads are not uniformly distributed in the SWA (Domingo et al. 2006; Giffoni et al. 2008) different zones were identified based on catch rate distribution for each set. To do this we used a non parametric analysis of classification and regression tree (CART) (Breiman et al. 1984). CART is a powerful and modern statistical tool for analysis of complex ecological data, which has been utilized to analyze, explain and predict the distribution patterns of different species (De'ath and Fabricius 2000; Vayssiéres et al. 2000; Benito Garzón et al. 2006). CART trees explain variation of a response variable by repeatedly splitting the data into more homogeneous groups, using combinations of explanatory variables that may be categorical and/or numeric. The homogeneity of nodes is defined by impurity, a measure which takes the value zero for completely homogeneous nodes, and increases as homogeneity decreases. Many measures of impurity (splitting criteria) exist. We used sums of squares of the means because are more suitable for ecological data dominated by zeros (Breiman et al. 1984; De'ath and Fabricius 2000). The explanatory variables used were latitude and longitude, on the decimal scale, and the response variable was the loggerhead CPUE. This was conducted in order to incorporate these 2 covariates into one categorical variable, called "*Area*", to then be included in the GLM.

2.4 Lognormal delta model

Many species, especially non-target species (or bycatch) have a high proportion of zero catches with positive effort. In order to deal with this type of highly skewed data, methods that deal with zero catch observations are required. The Poisson or the negative binomial distributions explicitly include zeros in the probability density distribution, however the Poisson function is usually restrictive, as the observed variance is normally greater than the mean (Ortiz and Arocha 2004). Other approaches include the use of the delta type two-step models, such as the delta lognormal (Pennington 1996; Lo et al. 1992; Stefansson 1996; Ortiz and Arocha 2004) or the zero-inflated models (Lambert 1992; Shono 2008). The delta model analyzes separately the positive observations and the probability that a null or positive observation occurs, and consists of two GLM, one assuming a lognormal and the other a binomial distribution. Given that the proportion of zero observations for the turtle bycatch is moderate (20–60% annual average), we opted

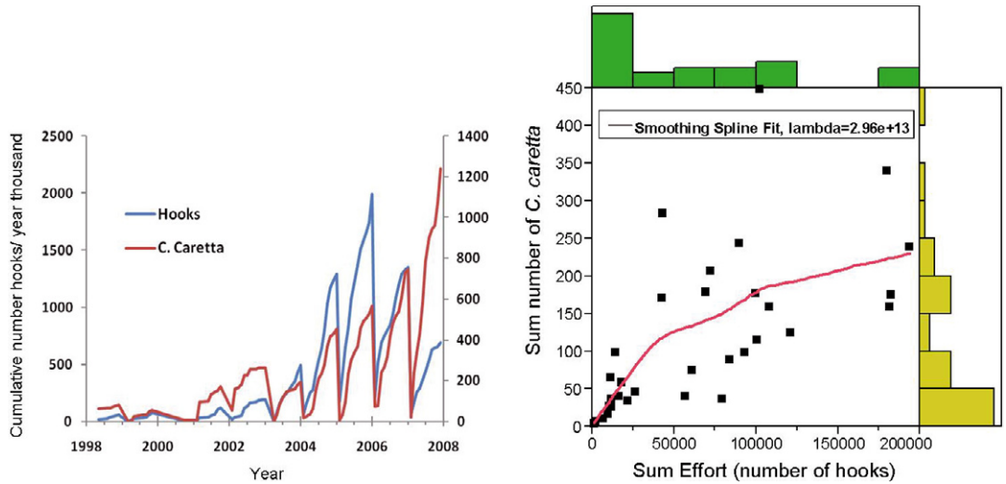


Fig. 1. A: Time series trends of the year-cumulative effort (number of hooks deployed) and catch of *C. caretta* in the Uruguayan and Brazilian pelagic longline fleets (1998-2008). B: Scatter plot of the catch per year-quarter of *C. caretta* (y-axis) and the number of hooks deployed per year-quarter (x-axis) from the same fleet and period. The line represents a smoothing spline fit, indicating the positive trend of the data and lateral histograms show the distribution of the data for each variable.

to use the delta-lognormal model as recommended by Shono (2008).

Following Ortiz and Arocha (2004), deviance tables (for both components of the delta model) were used to select the explanatory factors and interactions that explained most of the variance in the data. The maximum model included all single term factors and first-order interaction(s) that could provide a solution. The effect of each factor/interaction was evaluated following two criteria: first, the result of the χ^2 test between two nested models (in the case of models with interactions, the χ^2 test was between a model with and without the interaction), using an alpha value of 0.05, and a number of degrees of freedom given by the number of extra parameters estimated in the complex model minus one (McCullag and Nelder 1989); and second, the percent of deviance explained by the factor/interaction in reference to the total deviance for the maximum model. Factors and interactions that explained 5% or more of the variability were considered significant and included in the final model. The first criterion was a more formal statistical test, while the second criterion has been suggested in situations when, due to the large number of observations in the data, there is a tendency to favor over-parameterized models by including factors or interactions with little explanatory contribution overall (Maunder and Punt 2004).

After selecting the set of fixed factors and interactions for each error distribution, all interactions that included the factor *year* were treated as random interactions. This allows for the estimation of the annual indices of CPUE while taking into consideration the variability associated with year-interactions (Cooke 1997). This will convert the basic model from GLM into a generalized linear-mixed model (GLMM). The significance of the random interactions was also evaluated using three different criteria; the likelihood ratio test (Pinheiro and Bates 2000), the Akaike information criteria (AIC), and Schwarz's Bayesian criterion (BIC) (Littell et al. 1996). Models with smaller AIC and BIC values are preferred to those with larger values. The indices of abundance were estimated as the product of the least squares means (LS means) of the factor *year* for the selected models (lognormal and binomial) (Lo et al. 1992; Stefánsson 1996).

All the analyses were conducted using R software (R Development Core Team 2007) and Glimmix and Mixed procedures from the SAS® statistical computer software (Littell et al. 1996).

3 Results

3.1 Observed data

Figure 1a shows the relationship between number of turtles caught and the number of hooks deployed by the Uruguayan and Brazilian pelagic longline fleets. The cumulative annual trends indicate that as number of hooks increased, the number of turtles caught also increased. This positive correlation is evident in Figure 1b, which plots the number of hooks and turtles caught by year-quarter.

In total, 3778 loggerhead turtles were captured during the study period (mean annual catch = 378 individuals, min = 7 and max = 1242). The number of observed sets increased from 1998 to 2005, and decreased from 2005 to 2007. The percent of positive loggerhead captures with respect to the total sets was 31% for the entire period with a minimum of 19% in 2005 and a maximum of 59% in 2006. These minimum and maximum agree with those observed for nominal CPUE, namely 0.31 and 2.25 ind /1000 hooks, respectively (Table 1).

Table 1. Number of vessels, effort (number of sets and hooks observed), number of loggerhead captures and the proportion of positives of this capture respect to the total sets deployed, Nominal CPUE, standardized CPUE, 95% confidence intervals (CI) and standard error (SE) estimates by year.

Year	Observed vessels	*N* sets	*N* hooks	*N* loggerheads	% positives	Nominal CPUE	Standard CPUE	CI low	CI high	SE
1998	4	59	57 905	82	42	1.50	0.63	0.30	1.30	0.24
1999	3	87	75 790	56	36	0.70	1.13	0.58	2.19	0.38
2000	3	15	12 010	7	33	0.58	0.45	0.15	1.36	0.27
2001	6	119	119 751	170	34	1.47	0.81	0.44	1.49	0.25
2002	10	197	191 837	265	45	1.43	0.61	0.34	1.10	0.18
2003	12	281	494 134	192	37	0.54	0.39	0.22	0.69	0.11
2004	16	700	1 292 354	454	35	0.49	0.57	0.35	0.93	0.14
2005	27	1 434	1 989 431	564	19	0.31	0.38	0.23	0.62	0.10
2006	16	945	1 349 928	746	27	0.74	0.70	0.44	1.14	0.17
2007	17	439	689 204	1 242	59	2.25	1.78	1.14	2.79	0.41

Table 2. Pearson correlation analysis between vessel characteristics.

Vessel characteristics	Mean (range)	*n*	Motor power	Length	GRT
Motor power (hp)	567 (115-1 450)	31	1		
Length (m)	28 (15-48)	43	0.85	1	
GRT (tons)	219 (31-411)	30	0.72	0.87	1

3.2 Selection of explanatory variables

Vessel characteristics. As expected, we observed a strong correlation among the characteristics of the fishing vessels (length, engine power and GRT) (Table 2), and therefore used only the length as explanatory factor as it was the variable with the highest number of corresponding data. The vessels range between 15 and 48 m in length.

Figure 2a shows the smoother spline of the vessel size (length) and log transformed catch rates for *C. caretta*. There is no a clear trend however, the smoother plot may suggest that vessels <24 m had higher catch rates for *C. caretta*, compared to the larger ones (Fig. 2a). Therefore, this variable was split into two categories: over and below 24 m.

Sea surface temperature. The loggerhead captures occurred in a wide range of SST between 11 and 29 °C. The SST also shows a non linear relationship with the log transformed loggerhead CPUE (Fig. 2b). The catch rates increased slightly with temperature up to 20 °C, although there was large variation due to the low number of observations. Between 20 and 25 °C most of the data indicate a rather constant catch rate, while above 25 °C the data suggest a decline in the catch rates at higher temperatures. Therefore, the SST variable was split into three categories, below 20 °C, between 20 °C and 25 °C, and over 25 °C.

Spatial distribution. Through the CART analysis we identified three areas as a result of the distribution of loggerhead CPUE (Fig. 3a,b):

- Area 1, with the highest CPUE value (1.9 ind/1000 hooks), comprising Uruguayan jurisdictional and adjacent international waters, over the continental shelf and slope, south of 30.5 °S and west of 51.3 °W;
- Area 2, with intermediate CPUE values (1.1 ind./1000 hooks), also south of 30.5 °S and east of zone 1, comprising Brazilian and oceanic waters, including waters over the Rio Grande Rise;
- Area 3, with the lowest CPUE value (0.2 ind/1000 hooks), north of zones 1 and 2 encompassing a larger area including the region of the Vitória-Trindade seamount chain.

Table 3. Variables used in the delta model for standardized loggerhead catch rates.

Variable	Type	Observations
Year	Categorical (10)	Period: 1998-2007
Quarter	Categorical (4)	1: January-March 2: April-June 3: July-Sept. 4: Oct.-Dec.
Sea surface temperature (SST)	Categorical (3)	Range: 9–32 °C 1: < 20 °C 2: between 20 and 25 °C 25 °C 3: > 25 °C
Area	Categorical (3)	See Fig. 2
Length (vessel)	Categorical (2)	1: < 24 m 2: ⩾ 24 m
Fishing gear	Categorical (2)	1: monofilament 2: multifilament

Gear characteristics. The monofilament type gear presented catch rates higher than the multifilament type, with mean values of 0.78 ind/1000 hooks (range: 0-29.00 ind/1000 hooks) and 0.40 ind/1000 hooks (range: 0-6.00 ind/1000 hooks) respectively. The maximum CPUE value (29.00 ind/1000 hooks) corresponds to a fishing set that occurred on Area 2 where 32 turtles were captured with 1100 hooks.

The explanatory variables considered in the standardization model, including both main factors and first-order interactions, are summarized (Table 3).

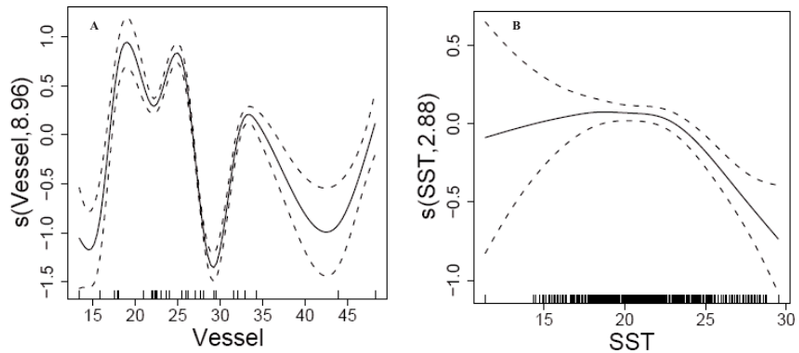


Fig. 2. Smoother spline plots of the *C. caretta* log CPUE (dependent variable), A: on vessel length (vessel) and B: on sea surface temperature (SST) from the Uruguayan and Brazilian pelagic longline fleets (1998-2008).

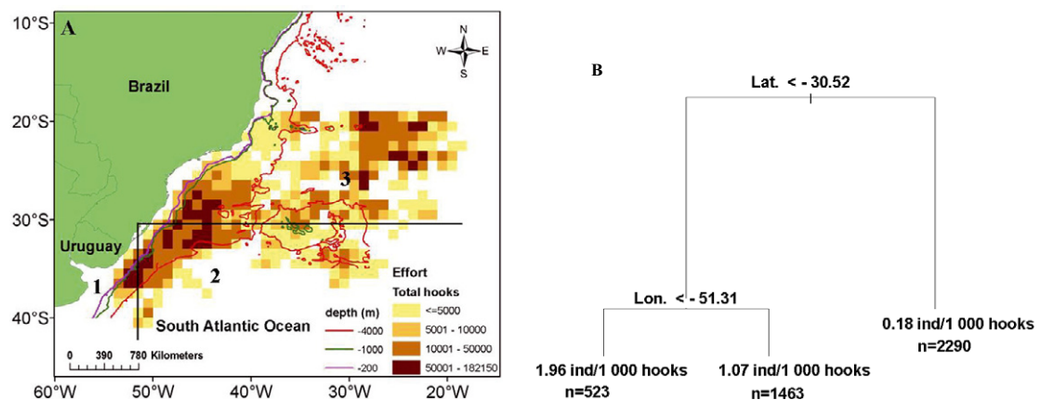


Fig. 3. A: Distribution of fishing effort (number of hooks in 1° × 1° grid squares) by the Uruguayan and Brazilian longline fleet (aggregated over 1998–2007). The numbers denote the fishing areas selected in the CART analysis (1-3). B: the tree obtained by CART for loggerhead CPUE in the southwestern Atlantic Ocean from the same period. Data with values of less than the splitting point go to the left daughter node; "*n*" is the number of data (sets) in each node.

3.3 Standardized loggerhead catch rates

The factors and interactions in the analysis were chosen through deviance table analysis, one for the lognormal and the other for the binomial model (Table 4a,b). However, since the χ^2 test depends on the order of the factors within the model formulation, importance was given to the percent of the deviance explained, rather than exclusively on the *p*-values (Ortiz and Arocha 2004), as mentioned in the methods.

Area is the variable that appears as the most significant in both, the lognormal and binomial models, followed by the *year*. The *gear* also appears to be significant in both models, and *SST* when modeling the proportion of positive catch. Also, the interactions *year*quarter* and *year*area* were significant in both models and *year*gear* and *area*gear* in the binomial model (Table 4).

However, when the interactions were included as random effects, only in the positive observations model the *year*area* and *year*quarter* were statistically significant according to the three criteria evaluated: the likelihood ratio tests and reductions in AIC and BIC values (Table 5). With the binomial model, the random interactions were not statistically significant; therefore the final model only included fixed factors (*year*, *area*, *quarter*, *gear* and *SST*). The estimated dispersion parameter of the binomial model was close to 1 (0.967) indicating no over-dispersion problems. The final models selected for the binomial and lognormal components for loggerhead CPUE were as follows:

For the lognormal: log CPUE = *year area gear quarter year*area year*quarter*
For the binomial: Success = *year area quarter gear SST*
where success equals 1 if the observer reported the catch of a

Table 4. Deviance analysis table of explanatory variables for loggerhead CPUE models (lognormal and binomial) from the Uruguayan and Brazilian pelagic longline fisheries. The models are fitted sequentially (single factors), and each interaction model compared to the corresponding model without the interaction. The columns give: degrees of freedom for each model (d.f.), residual deviance, resulting change in deviance, percentage of total deviance change compared with the deviance of the maximum model (model with the lowest deviance overall), and the p value for the χ^2 test between two consecutive models (single factors) or the model with and without interaction.

	d.f.	Residual deviance	Change in deviance	% of Total deviance	p
Model Factors Positive Catch Rates Values					
Null	1	969.4			
Year	9	826.7	142.6	28.4	< 0.001
Year Area	2	672.2	154.6	30.8	< 0.001
Year Area Gear	1	555.1	117.0	23.3	< 0.001
Year Area Gear Quarter	3	538.9	16.3	3.2	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST	2	526.3	12.6	2.5	0.002
Year Area Gear Quarter SST Vessel	1	525.4	0.9	0.2	0.340
Year Area Gear Quarter SST Vessel Area*Gear	2	525.0	0.4	0.1	0.803
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Vessel	8	519.6	5.8	1.2	0.669
Year Area Gear Quarter SST Vessel Gear*Quarter	3	519.5	5.9	1.2	0.118
Year Area Gear Quarter SST Vessel Area*Quarter	6	513.3	12.1	2.4	0.059
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*SST	12	512.4	13.0	2.6	0.370
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Gear	6	509.0	16.4	3.3	0.012
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Area	15	479.3	46.1	9.2	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Quarter	21	467.8	57.6	11.5	< 0.001
Model Factors Proportion Positives					
Null	1	1497.9			
Year	9	1294.2	203.7	23	< 0.001
Year Area	2	1044.2	250.0	29	< 0.001
Year Area Gear	1	972.9	71.3	8	< 0.001
Year Area Gear Quarter	3	934.7	38.2	4	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST	2	765.9	168.8	19	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel	1	755.7	10.2	1	0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel Area*Vessel	2	752.2	3.4	0	0.179
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Vessel	8	737.2	18.4	2	0.018
Year Area Gear Quarter SST Vessel Area*Quarter	6	721.6	34.1	4	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel Gear*Quarter	3	720.0	35.7	4	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Gear	6	695.2	60.5	7	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel Area*Gear	2	695.2	60.5	7	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Area	16	659.2	96.5	11	< 0.001
Year Area Gear Quarter SST Vessel Year*Quarter	22	627.5	128.2	15	< 0.001

Table 5. Analyses of alternative delta lognormal mixed model formulations for loggerhead catch rates from the Uruguayan pelagic longline fishery.

GLMixed Model	Log likelihood	Akaike's Information Criterion	Bayesian Information Criterion	Likelihood Ratio Test		Dispersion
Proportion positives						
Year Area Quarter Gear SST	14 085	14 087	14 093			0.9797
Year Area Quarter Gear SST Year*Area	14 279	14 282	14 285	–193.7	N/A	0.9777
Year Area Quarter Gear SST Year*Area Year*Quarter	14 393	14 399	14 403	–114.3	N/A	0.9689
Year Area Quarter Gear SST Year*Area Year*Quarter Year*Gear	14 526	14 534	14 540	–133.3	N/A	0.9849
Positives catch rates						
Year Area Quarter Gear	2 596	2 598	2 603			
Year Area Quarter Gear Year*Area	25 367	2 541	2 543	59.1	0.000	
Year Area Quarter Gear Year*Area Year*Quarter	2 499	2 505	2 509	37.8	0.000	

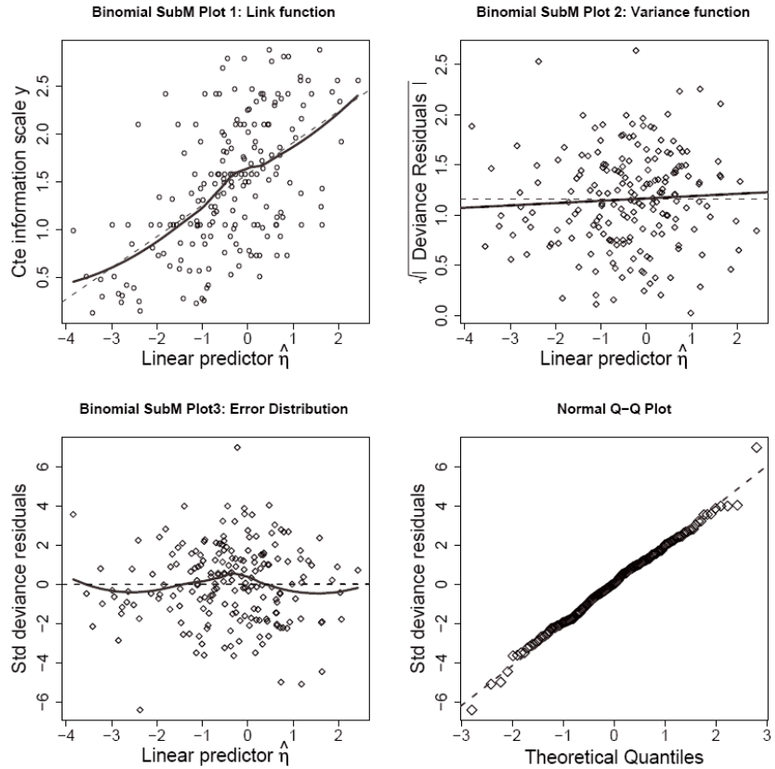


Fig. 4. Diagnostic plots for the positive loggerhead catch CPUE model. In all plots the broken line represents the expected pattern of observations, the solid line is the loess smoother of the actual observations. The link function and error distribution plots confirmed model assumptions of lognormal distribution for CPUE, however the variance and qq-plots indicated a higher than expected variability for larger catch rates.

turtle or 0 if no turtles were caught (modeled as a binomial response), and the interactions *year*area* and *year*quarter* were assumed to be random interactions. Overall the model explained about 52% of the observed variability in the proportion of loggerhead catch by set and 58% of the conditional observed catch rates.

Diagnostic plots are presented for the final models (Fig. 4). For the binomial model, the error distribution plot, link function plot, and variance function plot all followed the expected patterns confirming the model assumptions (McCullagh and Nelder 1989). For the lognormal model, the link function plot and the error distribution plot also followed the expected patterns. The variance function and qq-plots indicated a higher variance as catch rates increased and a greater observed fraction of extremely low catch rates than those predicted by the model, respectively. Overall model diagnostics confirmed the model fit and estimates.

The standardized and nominal loggerhead CPUE, including estimated 95% confidence bounds, are shown (Fig. 5, Table 1). No clear trends are observed in the estimation of the loggerhead catch rates, but a small decreasing tendency was observed from 1998 to 2005 with an increase in the last two years (2006-2007). CPUE values varied between 0.38 ind/1000 hooks in 2005 and 1.78 ind/1000 hooks in 2007. Coefficient of variance ranged from 23 to 60%, larger confidence bounds were estimated for the early years (1998-2001), mainly due to the lower number of observations during those years. With the exception of 2007, annual estimates of CPUE overlap for most of the period, with lower catch rates in 2003-2005. The year 2007 shows the highest catch rates and confidence bounds, and although overall fishing effort decreased almost by 50% compared to 2007 (Table 1), the percent of sets that caught *C. caretta* increased from 27 to 59% in 2007, resulting in catching about twice the number of turtles compared to 2006.

4 Discussion

The effort observed during the study period increased notably from 2001, following the incorporation of data from the

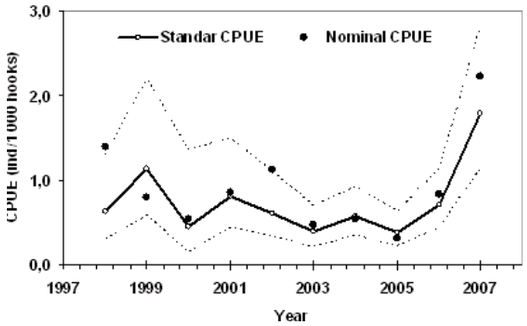


Fig. 5. Nominal and standardized catch rates for loggerhead sea turtles from Uruguayan and Brazilian pelagic longline fleets from 1998 to 2007. Dotted lines represent 95% confidence intervals for the standardized catch rates.

Brazilian observer programs. The highest captures started in the year 2001, corresponding with a higher observation effort that also started that year. The annual catch was highly variable, and is related to the fishing effort. The relationship between the effort and *C. caretta* catches by the Uruguayan and Brazilian longliners is not exactly linear (Fig. 1) because there are other factors affecting this relationship (variables identified in the standardization model as significant factors and interactions). Therefore, in our case using number of hooks deployed as the effort unit is consistent with the analysis and the observed data.

During the study period, loggerhead turtles were captured in 31% of the sets. This value is higher than the 3.8% reported by McCracken (2004) or the 7.5% registered by Gardner et al. (2008a) for the north Atlantic, where capturing a loggerhead sea turtle were considered as a "rare event".

It was clearly noted that the relationship between the analyzed variables and the loggerhead catch is not linear. Smaller vessels (< 24 m), which due to their reduced autonomy operate closer to shore, generally over the continental slope, exhibit higher bycatch rates than bigger boats. However, the significance of this variable was not reflected in the modelling of the loggerhead catch rates. Other variables, such as *area*, appear as significantly more important (Table 4).

Vessel length did not appear to be relevant in the final model, but the fishing gear type was found to be significant. For positive catches, the type of gear explained a high proportion of the variability in the loggerhead CPUE (Table 4). Higher bycatch rates were observed in those vessels which employed monofilament main lines. We can not be sure that the variable that affects the catch rate is the main line material itself, in case another variable associated with the utilization of different fishing modalities and fishing gears could be influencing the different catch rates observed with both gear types (number of hooks deployed, hook depth, bait type, etc).

The relation of the catch rates and the SST is not linear, and it is observed that the loggerhead catch rates increase together with the temperature, with the higher catch rates occurring between 20 °C and 25 °C. It is important to note that most of the effort is deployed on this temperature range. The SST appears as significant in the binomial model related to the success of catching turtles, but not to the magnitude of the catch rate (log-normal model, Table 4). Likewise, Gardner et al. (2008a), for leatherback sea turtles, found that temperature was not important in predicting the number of turtles captured but it was an important factor in predicting the zero-inflation parameter.

Previous studies observed different CPUE values associated with the spatial and temporal distribution of loggerhead sea turtles in the SWA (Domingo et al. 2006; López-Mendilaharsu et al. 2007; Giffoni et al. 2008; Sales et al. 2008). The CART analysis showed that there are distinct zones with differential catch rates, with the higher CPUE values over the continental slope of Uruguay and adjacent waters (Area 1) according to previous studies in the area (López-Mendilaharsu et al. 2007; Giffoni et al. 2008). Coincidentally, high CPUE values for marine turtles and other species (target and bycatch) have already been reported for this area (Domingo et al. 2007; Jimenez et al. 2009). This zone is under the influence of the convergence of the Malvinas and Brazil currents (Subtropical convergence) and the discharge of the Rio de la Plata estuary, as a result of which the zone is highly productive and supports high trophic levels (Acha et al. 2004). Also the deviances table (Table 4) shows that the area is the most important factor determining the different catch rates of loggerhead sea turtles in the SWA.

There are also temporal differences between years and quarters, and even their interaction (*year*quarter*) appears to be a significant explanatory factor (Table 4). A previous study on loggerhead bycatch of the same fleets observed that the highest bycatch rates occurred during the first and second quarter (summer and fall) (López-Mendilaharsu et al. 2007), while another study (Giffoni et al. 2008) found that the highest bycatch occurred during fall, but depended on the area considered.

Our results show that loggerhead CPUE is not uniformly distributed in the study area. Gardner et al. (2008b) also observed that sea turtle catch distributions vary over different spatial and temporal scales in the North Atlantic. It is influenced by areas and seasons (quarters) and by other variables associated with gear type. We know that other variables should be evaluated as well, including bait type, gear configurations and hook depth. Watson et al. (2005) found that the combination of hook type and bait have different effects on loggerhead sea turtles bycatch rates. Also, analysis of observer data collected by the Secretariat of the Pacific Community (SPC) demonstrates that shallow-set longline gear takes ten times more sea turtles than deep-set gear (SPREP 2001). These potential variables could be used in future studies.

The catch rates of loggerheads by the Uruguayan and Brazilian pelagic longline fisheries show oscillations through the years without a clear tendency; however a low negative trend was observed from 1998 to 2005 with an increase in the last two years (2006 and 2007). We should pay special attention to the higher catch rates of loggerhead sea turtles registered in 2007, when the CPUE was 2.35 times higher than the average of all years.

Previous studies have determined that the majority of the loggerheads captured by the pelagic longline fleets of both Uruguay and Brazil in the SWA are juveniles (average of

58.9 cm of curved carapace length, $n = 1730$) (Giffoni et al. 2008). Crouse et al. (1987) demonstrated by demographic analysis (use a Lefkovitch stage class matrix model) that the most vulnerable stages in loggerhead sea turtles were juveniles and subadults.

The present study provides the first standardization of catch rates of juvenile loggerhead sea turtles in the SWA as a proxy of annual relative abundance estimation. Abundance estimation for different age classes is important for the management of highly migratory species such as *C. caretta*. Consequently, it is important that future research takes into account standardized abundance estimates of different age classes so that, jointly, an assessment of *C. caretta* in the Atlantic Ocean can be made. Conserving sea turtles, and other global bycatch species, will require ocean-scale assessments.

To reduce the incidental capture of sea turtles, efforts are being conducted to test circle hooks as a mitigation measure, both in Uruguayan and Brazilian pelagic longline fisheries (for Uruguay see Domingo et al. 2009, for Brazil the data are unpublished), which have been found to be successful in the reduction of sea turtle bycatch in other parts of the world (Cooke and Suski 2004; Watson et al. 2005; Piovano et al. 2009). At the same time, there are ongoing studies on distribution, habitat use and environmental preferences of juvenile loggerheads through satellite telemetry (unpublished data).

Observer programs are, up to the present, the best and most reliable source of bycatch data for different species. These programs provide information about fisheries that would not otherwise be obtainable and that is fundamental for the conservation and management of marine resources. The continuity of these programs is of utmost importance for the collection of data and the developments of longer temporal series, as well as to test and promote mitigation measures to reduce incidental capture of many species. Also the use of regional databases allows a more effective management and conservation issues in this transzonal and highly migratory species such as *C. caretta*.

Acknowledgements. We would like to thank the scientific observers of the PNOFA, PROBORDO, Fundação Pró-TAMAR, Instituto ALBATROZ and NEMA, skippers, crew and boat owners, and also to Caren Barceló for the translation and Stella Weng for the translation review and comments.

References

Acha E.M., Mianzan H.W., Guerrero R.A., Favero M., Bava J., 2004, Marine fronts at the continental shelves of austral South America physical and ecological processes. J. Mar. Syst. 44, 83–105.

Benito Garzón M., Blazek R., Neteler M., Sánchez de Dios R., Sainz Ollero H., Furlanello C., 2006, Machine learning models for predicting species habitat suitability: an example with *Pinus sylvestris* L. for the Iberian peninsula. Ecol. Model. 197, 383–393.

Bolten A.B, Bjorndal K.A., Martins H.R., Dellinger T., Biscoito M.J., Encalada S.E., Bowen B.W., 1998, Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. Ecol. Appl. 8, 1–7.

Breiman L., Friedman J.H., Olshen R.A., Stone C.J., 1984, Classification and Regression Trees. Chapman and Hall. New York.

Bugoni L., Mancini P.L., Monteiro D.S., Nascimento L., Neves T.S., 2008, Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. Endang. Species Res. 5, 137–147.

Caraccio M.N., Domingo A., Márquez A., Naro-Maciel E., Miller P., Pereira A., 2008, Las aguas del Atlántico Sudoccidental y su importancia en el ciclo de vida de la tortuga cabezona (*Caretta caretta*): evidencias a través del análisis del *adnmt.* SCRS/2007/124 Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 62, 1831–1837.

Chaloupka M.Y., Limpus C.J., 2001, Trends in the abundance of sea turtles resident in southern Great Barrier Reef waters. Biol. Conserv. 102, 235–249.

Chaloupka M., Dutton P., Nakano H., 2004, Status of sea turtle stocks in the Pacific. FAO Fish. Rep. R738 Suppl.

Cooke J.G., 1997, A procedure for using catch-effort indices in bluefin tuna assessments. SCRS/96/062 Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT , 46, 228–232.

Cooke S.J., Suski, C.D., 2004, Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. 14, 299–326.

Crouse D. T.,Crowder, L. B., Caswell, H., 1987, A stage.based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. Ecology 68, 1412–1423.

De'ath G., Fabricius K.E., 2000, Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for ecological data analysis. Ecology 81, 3178–3192.

Domingo A., Menni R.C., Forselledo R., 2005, Bycatch of the pelagic ray *Dasyatis violacea* in Uruguayan longline fisheries and aspects of distribution in the southwestern Atlantic. Sci. Mar. 69, 161–166.

Domingo A., L. Bugoni, Prosdocimi L., Miller P., Laporta M., Monteiro D.S., Estrades A., Albareda D., 2006, El impacto generado por las pesquerías en las tortugas marinas en el Océano Atlántico sud occidental. WWF Programa Marino para Latinoamérica y el Caribe, San José, Costa Rica.

Domingo A., Mora O., Pons M., Miller P., Pereyra G., 2007, Análisis de la CPUE y la composición de tallas de pez espada (*Xiphias gladius*), capturado por la flota uruguaya (2001-2005) en el Atlántico SW. SCRS/2006/118 Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 60, 1953-1963.

Domingo A., Barceló, C., Swimmer, Y., Pons, M., Miller, P., 2009, Anzuelos circulares vs. Anzuelos "J" en la flota palangrera uruguaya. SCRS/08/035 Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT.

Gardner B., Sullivan P.J., Epperly S., Morreale S.J., 2008a, Hierarchical modeling of bycatch rates of sea turtles in the western North Atlantic. Endang Species Res. 5, 279–289.

Gardner B., Sullivan P.J., Morreale S.J., Epperly S., 2008b, Spatial and temporal statistical analysis of bycatch data: patterns of sea turtle bycatch in the North Atlantic. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65, 2461–2470.

Giffoni B., Domingo A., Sales G., Niemeyer-Fiedler F., Miller P., 2008, Interacción de tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) con la pesca de palangre pelágico en el atlántico sudoccidental: una perspectiva regional para la conservación. SCRS/2007/168 Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT, 62, 1861–1870.

Hazin F.H.V., Zagaglia J.R., Broadhurst M.K., Travassos P.E.P., Bezerra T.R.Q., 1998, Review of a small-scale pelagic longline fishery off northeastern Brazil. Mar. Fish. Rev. 60, 1–8.

Heppell S.S. Crowder L.B., Menzel T.R., 1999, Life table analysis of long-lived marine species with implications for conservation and management. In: Musick J.A. (Ed.). Life in the slow lane: ecology and conservation of long-lived marine animals. Am. Fish. Soc. Symp. 23. Bethesda MD, pp. 137–148.

Hilborn R., Walters C.J., 1992, Quantitative fisheries stock assessment: choice: dynamics and uncertainty. New York Chapman & Hall.

IUCN, 2008, List of threatened species. A global species assessment. Available at [http://www.redlist.org]

Jiménez S., Domingo A., Brazeiro A., 2009, Seabird bycatch in the Southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery. Polar Biol. 32, 187–196.

Kamezaki N., Matsuzawa Y., Abe O., Asakawa H., Fujii T., 2003, Loggerhead turtle nesting in Japan. In: Bolten, A.B., Witherington, B.E. (Eds.), Loggerhead sea turtles. Washington DC, Smithsonian Books, pp. 210–217.

Kotas J.E., Dos Santos S., De Azevedo V.G., Gallo B.M.G., Barata. P.C.R., 2003, Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fish. Bull. 102, 393–399.

Lambert D., 1992, Zero-Inflated Poisson regression models with an application to defects in manufacturing, Technometrics 34, 1–14.

Lewison R.L., Freeman S.A., Crowder L.B., 2004, Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. Ecol. Lett. 7, 221–231.

Lewison R.L, Crowder, L.B., 2007, Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. Conserv. Biol. 21, 79–86.

Limpus C.J., Limpus, D.J., 2003, Loggerhead turtles in the Equatorial and Southern Pacific Ocean: A species in decline. In: Bolten A.B., Witherington B.E. (Eds.). Loggerhead sea turtles. Washington DC, Smithsonian Books. pp. 199–209.

Littell R.C., Milliken, G.A., Stroup, W.W., Wolfinger, R.D., 1996, SAS® System for Mixed Models. SAS Institute Inc., Cary NC.

Lo N.C., Jacobson L.D., Squire J.L., 1992, Indices of relative abundance from fish spotter data based on delta-lognormal models. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49, 2515–2526.

López-Mendilaharsu M., Sales G., Giffoni B., Miller P., Niemeyer Fiedler F., Domingo A., 2007, Distribución y composición de tallas de las tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) que interactúan con el palangre pelágico en el Atlántico Sur. SCRS/06/134. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 60, 2094–2109.

Maunder M.N., Punt A.E., 2004, Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. Fish. Res. 70, 141–159.

McCracken M.L., 2004, Modeling a very rare event to estimate sea turtle bycatch: lessons learned. US Dep. Commerce, NOAA Tech. Memo., NOAA-TM-NMFSPIFSC-3.

McCullagh P., Nelder J.A., 1989, Generalized Linear Models. Second Ed. Chapman & Hall, London.

Ortiz M., Arocha F., 2004, Alternative error distribution models for standardization of catch rates of non-target species from a pelagic longline fishery: billfish species in the Venezuelan tuna longline fishery. Fish. Res. 70, 275–297.

Pennington M., 1996, Estimating the mean and variance from highly skewed marine data. Fish. Bull. 94, 498–505.

Pinedo M.C., Polacheck T., 2004, Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. Biol. Conserv. 119, 335–339.

Pinheiro J.C., Bates D.M., 2000, Mixed-Effects Models in S and S-Plus. Springer-Verlag, New York.

Piovano S., Swimmer Y., Giacoma C., 2009, Are circle hooks effective in reducing incidental captures of loggerhead sea turtles in a Mediterranean longline fishery? Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst. 19, 779–785.

R Development Core Team, 2007, R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for statistical computing, Vienna. Available at: http://www.r-project.org/.

Reis E.C., Soares L.S., Vargas S.M., Santos F.R., Young R.J., Bjorndal K.A., Bolten A.B., Lôbo-Hajdu G., 2009, Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. Conserv. Genet.

Sales G., Giffoni B., Barata P., 2008, Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. J. Mar. Biol. Assoc. UK 88, 853–864.

Shono H., 2008, Application of the Tweedie distribution to zero-catch data in CPUE analysis. Fish. Res. 93, 154–162.

Spotila J.R., Reina R.R., Steyermark A.C., Plotkin P.T., Paladino F.V., 2000, Pacific leatherback turtles face extinction. Nature 405, 529-530.

SPREP, 2001, A review of turtle bycatch in the western and central Pacific Ocean tuna fisheries. A report prepared for the South Pacific Regional Environment Programme (SPREP) by the Oceanic Fisheries Programme, Secretariat of the Pacific Community (SPC).

Stefánsson G., 1996, Analysis of grounfish survey abundance data: combining the GLM and Delta approaches. ICES J. Mar. Sci. 53, 577–588.

Vayssiéres M.P., Richard R.E., Allen-Diaz B.H., 2000, Classification trees: an alternative non-parametric approach for predicting species distribution. J. Veget. Sci. 11, 679–694.

Watson J.W., Epperly S.P., Shah A.K., Foster D.G., 2005, Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62, 965–981.

Witherington B.E., Kubilis P., Brost B., Meylan A., 2009, Decreasing annual nest counts in a globally important loggerhead sea turtle population. Ecol. Appl. 19, 30–54.

Yeung, C., 2001, Analysis of marine turtle bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet. NOAA Tech. Memo. NMFSSEFSC 455, pp. 120–142.

AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS
Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. (2010)
Published online in Wiley InterScience
(www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/aqc.1106

Circle hook effectiveness for the mitigation of sea turtle bycatch and capture of target species in a Brazilian pelagic longline fishery

GILBERTO SALES[a], BRUNO B. GIFFONI[b], FERNANDO N. FIEDLER[a], VENÂNCIO G. AZEVEDO[c], JORGE E. KOTAS[d], YONAT SWIMMER[e] and LEANDRO BUGONI[f,*]

[a]*Centro TAMAR/ICMBio and Fundação Pró-TAMAR, Av. Ministro Victor Konder 374, 88301-700, Itajaí, SC, Brazil*
[b]*Projeto Tamar – Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanazio da Silva 273, 11680-000, Ubatuba, SP, Brazil*
[c]*Instituto de Pesca/APTA/SAA, Estrada Joaquim Lauro de Monte Claro Neto 2275, 11680-000, Ubatuba, SP, Brazil*
[d]*Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul—CEPSUL/ICMBio, Av. Ministro Victor Konder 374, 88301-700, Itajaí, SC, Brazil*
[e]*US NOAA Fisheries, Pacific Islands Fisheries Science Center, 2570 Dole Street, Honolulu, Hawaii 96822, USA*
[f]*UFPel, Instituto de Biologia, Campus Universitário Capão do Leão, CP 354, 96010-900, Pelotas, RS, Brazil*

ABSTRACT

1. Incidental catches by the pelagic longline fishery is a major global threat for loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles.

2. The reduction of incidental capture and post-release mortality of sea turtles in the Brazilian pelagic longline fishery, operating in the south-western Atlantic Ocean, was investigated by comparing the performance of 18/0 circle hooks with 9/0 J-type (control) hooks. Hook selectivity experiments were performed between 2004 and 2008, in a total of 26 trips, 229 sets and 145 828 hooks. The experimental design included alternating control and experimental hooks along sections of the mainline.

3. An overall decrease in capture rates for loggerhead turtles of 55% and for leatherbacks of 65% were observed when using circle hooks. In addition, deep-hooking in loggerheads decreased significantly from 25% using J-hooks to 5.8% with circle hooks, potentially increasing post-release survival.

4. Circle hooks increased catch rates of most of the main target species, including tunas (bigeye *Thunnus obesus* and albacore *T. alalunga*), and sharks (blue *Prionace glauca* and requiem sharks of the genus *Carcharinus*), with no difference in the capture rates of yellowfin tuna (*T. albacares*), shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*), hammerhead sharks (*Sphyrna lewini* and *S. zygaena*), and dolphinfish or mahi mahi (*Coryphaena hippurus*). On the other hand, a significant decrease in the capture rate of swordfish (*Xiphias gladius*) was detected when using circle hooks.

5. Overall, results support the effectiveness of using circle hooks for the conservation of loggerhead and leatherback sea turtles, with positive effects on capture of most target species of the south-western Atlantic longline fishery. Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

Received 13 August 2009; Revised 12 December 2009; Accepted 23 January 2010

KEY WORDS: loggerhead sea turtle; leatherback sea turtle; incidental capture; mitigation measures; circle hook

INTRODUCTION

Most marine fisheries around the world are not 100% selective with respect to catching only targeted species, and often result in unintentional capture of fishes, mammals, seabirds and sea turtles (Kelleher, 2005; Werner *et al*., 2006), with an estimated 7.3 million tonnes of discards from marine fisheries every year (Kelleher, 2005). A range of bycatch species, especially those with K-selected life strategies, i.e. long-lived, low fertility, delayed maturity, and high adult survival, are threatened with extinction owing to unsustainable levels of incidental mortality (Lewison *et al*., 2004). The pelagic longline fishery is commonly used throughout the world to catch large predatory fishes such as tuna, billfish, and shark (Brothers

*Correspondence to: L. Bugoni, UFPel, Instituto de Biologia, Campus Universitário Capão do Leão, CP 354, 96010-900, Pelotas, RS, Brazil. E-mail: lbugoni@yahoo.com.br

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

et al., 1999; Watson and Kerstetter, 2006). The fishery is considered relatively selective with respect to capturing targeted fish by species and size compared with gillnetting and trawling (Alverson *et al*., 1996; Bjordal and Løkkeborg, 1996; but see Ovetz, 2007). However, pelagic longlines are frequently referred to as a major threat to sea turtles and seabirds worldwide (Brothers *et al*., 1999; Lewison and Crowder, 2007), and in the south-western Atlantic Ocean (Domingo *et al*., 2006; Bugoni *et al*., 2008; Sales *et al*., 2008; Jiménez *et al*., 2009).

In this context, fishing companies, researchers, governments and Regional Fishing Management Organizations (RFMOs) are urged to find practical ways to minimize sea turtle capture in longline fisheries. An ideal mitigation measure would be one that accomplishes all of the following: (1) reduce captures of sea turtles to negligible levels; (2) has minimal effects or even increase capture of target-species, if not overexploited; (3) has minimal or beneficial effects on other threatened bycatch species (e.g. albatross, billfish, some sharks); (4) provides operational benefits; (5) has low costs of implementation (especially important in developing countries); and (6) does not increase safety hazards.

Several measures to mitigate the incidental capture of sea turtles in pelagic longline fisheries have been proposed or implemented in different fisheries (Gilman *et al*., 2006; Werner *et al*., 2006). For instance, in the Hawaii-based longline fishery, shallow sets (<100 m) were banned for parts of 2001 to 2004, which eliminated captures of shallow-dwelling loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) (Polovina *et al*., 2003). In the Hawaiian swordfish (*Xiphias gladius*) fishery, following a closure of four years, the fishery was reopened with a number of conditions such as a maximum annual quota for the entire fleet of 17 loggerhead and 16 leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles, restricted annual fishing effort, prescribed use of fish bait and large 18/0 circle hooks instead of squid bait and 9/0 J-hooks, and 100% observer coverage (Gilman *et al*., 2006, 2007; Pradhan and Leung, 2006). In the US Atlantic fishery, circle hooks are also mandatory, while the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), encourage their use throughout the Atlantic Ocean (Watson and Kerstetter, 2006). Other strategies for mitigation have shown limited ability to avoid or reduce incidental capture (e.g. blue-dyed bait, Swimmer *et al*., 2005; Yokota *et al*., 2009); are in preliminary stages (e.g. sensory-based experiments, Southwood *et al*., 2008), or have resulted in economic losses and social conflicts (e.g. area closures, banning the fishery, reduction of fishing effort, Pradhan and Leung, 2006).

In addition to reducing sea turtle captures in some fisheries, it has been suggested that circle hooks increase post-release survivorship of captured turtles by reducing the number of deep-hooking events (Watson *et al*., 2005; Read, 2007). Their efficiency in catching target species has encouraged testing and implementation in several fisheries (e.g. Yokota *et al*., 2006; Read, 2007; Piovano *et al*., 2009). Nevertheless, in recent reviews Gilman *et al*. (2006) and Read (2007) suggested that mitigation measures for sea turtles in general, and circle hooks in particular, will not be effective in every pelagic longline fishery and each case needs to be tested locally before this measure is adopted.

Despite being tested in several fisheries around the globe (Read, 2007), peer-reviewed publications with data on experiments designed to test the effectiveness of circle hooks for sea turtles are limited to the western north Atlantic (Watson *et al*., 2005), the Hawaiian-based fleet in the north Pacific (Gilman *et al*., 2007) and the Mediterranean Sea (Piovano *et al*., 2009). In this study, the performance of 18/0 10° offset circle-hooks was compared with 9/0 J-type hooks (control) in terms of reduction in the capture of sea turtles and the incidence of deep-hooking, and the effect on target species catches in the Brazilian pelagic longline fleet operating in the south-western Atlantic Ocean.

METHODS

Fishing grounds and fleet

In this study, monitored longline sets occurred over a wide area from 20 to 38°S and from 30 to 53°W (Figure 1). Throughout the year this area is the fishing ground for the Brazilian pelagic longline fleet departing from Santos, Itajaí and Rio Grande harbours. Core area for this fishing fleet is the continental slope, mainly over isobaths 200 to 2000 m, within the southern Brazilian Exclusive Economic Zone. However, gear is also frequently deployed over the Rio Grande Rise and international waters in between. The current study was carried out in such areas where most fishing effort occurs (Figure 1). In 2005, the Brazilian-owned plus the foreign-chartered vessels deployed 12.6 million hooks from 99 vessels (Sales *et al*., 2008).

Oceanography is complex in the south-western Atlantic Ocean. The warm, high salinity, oligotrophic waters of the Brazilian Current flowing southward meet the cold, low salinity, nutrient-rich waters of the Malvinas/Falkland Current flowing northward (Olson *et al*., 1988; Seeliger *et al*., 1998). The front formed by both currents is the Subtropical Convergence, which varies seasonally from 30 to 46°S (Olson *et al*., 1988; Campos *et al*., 2000). Frontal vortices and meanders are particularly common. The branch formed by the meeting of both currents flowing eastward (Stramma and England, 1999) and the mixing of water masses play an important role in physical and biotic processes (Campos *et al*., 2000), supporting important fish stocks and a considerable number of top predators (Seeliger *et al*., 1998).

Along the Subtropical Convergence there is an important longline fishery for tuna, swordfish and sharks, operated since the 1950s by coastal nations (Brazil and Uruguay), as well as distant water fleets such as Japan, China, Spain, and Taiwan (Hazin *et al*., 2008).

Fishing gear, sampling design and data collection

The fishing gear used during the study was a typical American-style monofilament polyamide longline (for a description see Watson and Kerstetter, 2006). Circle hooks 18/0 10° offset, one type made in Brazil (Anzóis Mendes Ltda.) and another in South Korea (OPI, Lindgren-Pitman design) were compared with straight 'J-style' hooks 9/0 0° offset without ring (Mustad design), traditionally used by the Brazilian fleet targeting tuna, sharks and swordfish (Figure 2). The term 'offset' refers to the deviation, in degrees, in the plane of the hook point relative to that of the hook shank. Gangion length varied according to the vessel, captain and target species, and swivels were placed about 2 m from the hook. Because sharks are an important target group, a 0.5 m length multifilament steel cable was

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

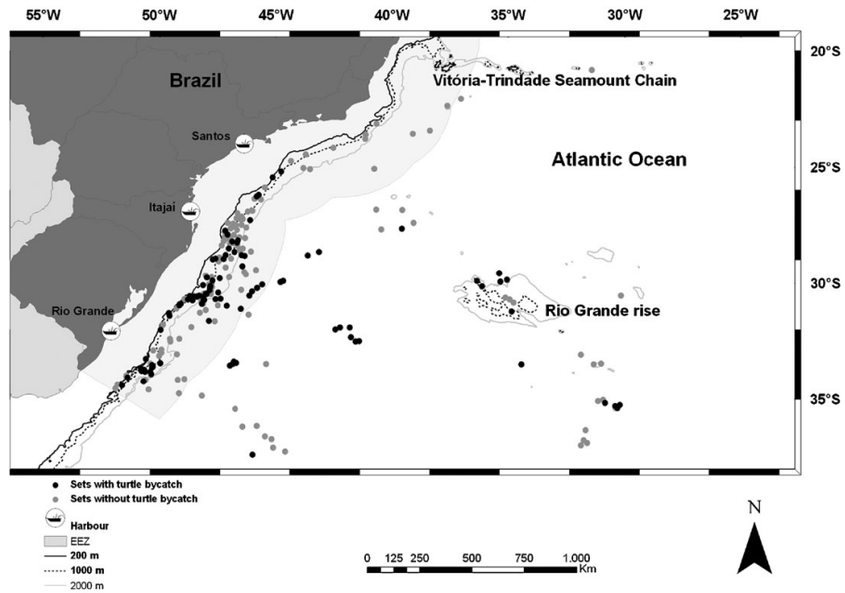


Figure 1. Fishing grounds and distribution of pelagic longline sets carried out from 2004 to 2008 in the south-western Atlantic Ocean to test 18/0 circle hooks and 9/0 J-type hooks. Sets with and without capture of sea turtles are indicated.

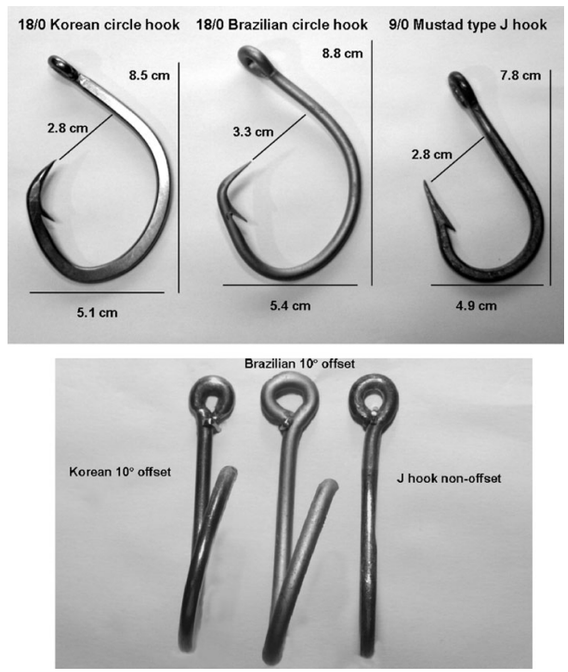


Figure 2. Lateral (above) and frontal (below) views of circle hooks 18/0, 10° offset (Korean – left, Brazilian – centre) and Mustad type 'J' hook 9/0, 0° offset – right. Photos: V. Fonseca.

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

attached at the terminal section of the gangions, near the hook. Five hooks (sometimes six) were deployed between buoys, and the position of the hook which caught a turtle within a section between floats was recorded (positions 1 to 5). Bait used throughout the study was whole mackerel (*Scomber* spp.).

Data were collected by onboard scientific observers whose main task was to collect biological data on sea turtles and test hook performance. Twenty-two trips undertaken by four different vessels of the commercial fleet and four trips by the R/V Soloncy Moura were carried out from 2004 to 2008, covering all months. It is possible that because the trials were conducted on different vessels, this could add confounding variables, such as differences in fishing gear and operational procedures. As such, the aim was to minimize these effects by conducting the trials such that control and experimental hooks were alternated in a subset of the mainline (see Figure 3 in Piovano *et al*., 2009). By using such a design the purpose was to have every J hook as a control for the adjacent circle hook, diluting potential effects from the position of every hook type along the mainline. The number of hooks between floats was usually five (six in a few sets), thus differences in depth according to hook type was minimized. A variable number of hooks, usually J-type, but also tuna hooks, were used outside the experimental section, with different baits, but data was not collected in this section. During operation of a similar vessel and gear configuration in the same fishery, recorded hook depth varied from 33 to 100 m (Olavo *et al*., 2005), justifying the assumption that during the current study hooks were deployed within this range.

In total, 145 828 hooks were deployed (mean = 636.8 ± 280.1 hooks per set, range = 300 to 1450 hooks, $n = 229$ sets). Hooks were usually set near dusk and hauling started early morning. At the start of sets, sea state in Beaufort scale varied from 0 to 5, mode = 2. Mean depth at the start of setting was 1757.3 ± 1370.2 m (range 254–5000 m), similar to the end of the sets (1802.3 ± 1461.7, range 140–5000 m), with large depth variation when sets were deployed over the shelf break (Figure 1). Mainline was 33.6 ± 10.0 nautical miles (nm) long (range 10–46 nm).

Every sea turtle captured was identified and curved carapace length (CCL) was measured to the nearest 0.5 cm. Hook type and location where it was inserted were recorded (deep hooking = esophagus or deeper; light hooking = mouth; and external/entangled or flipper-hooked). Also recorded were the sea turtle condition (alive, dead or in comatose state), and if the hook and terminal gear was removed or not. Live turtles were tagged with metallic inconel tags on every front flipper (hard-shelled turtles) or on hind flippers (leatherback turtles) (Model 681, National Band and Tag Company, Newport, KY, USA) before they were released.

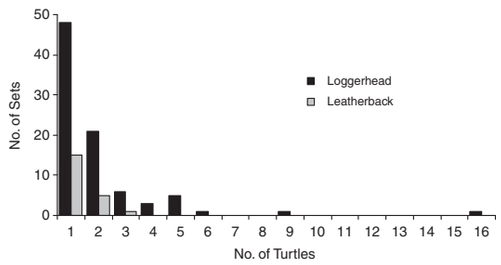


Figure 3. Number of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles captured per set, excluding sets with no captures.

Data analysis

Comparison of the captures of circle vs J hooks for sea turtles, fish and shark target species or group of species (Table 1) was carried out using the Mantel–Haenszel χ^2 test. This test has been designed to test the association between two dichotomous variables using information from several 2×2 tables, when events (in this case captures) are rare (Agresti, 2002). Number of hooks and turtles captured per set was inserted in 2×2 tables to run analysis ($n = 229$ sets).

Table 1. Capture rates (individuals per1000 hooks) and number of sea turtles, bony fishes and sharks captured by pelagic longline using J-type and circle hooks in the south-western Atlantic Ocean. Total fishing effort 145 828 hooks (equal number of circle and J-type hooks set alternated). M-H – Mantel-Haenszel χ^2 test

	J hook Capture rate (No. individuals)	Circle hook Capture rate (No. individuals)	M-H χ^2	*P* value	Odds-ratio
Sea turtles	1.893 (138)	0.837 (61)	25.44	<0.001	2.17
Loggerhead turtle *Caretta caretta*	1.605 (117)	0.727 (53)	23.40	<0.001	2.21
Leatherback turtle *Dermochelys coriacea*	0.274 (20)	0.096 (7)	25.44	<0.001	2.00
Green turtle *Chelonia mydas*	0.014 (1)	0.014 (1)	—	—	—
Bony fishes					
Swordfish *Xiphias gladius*	11.424 (833)	9.806 (715)	10.10	0.001	1.18
All tuna	3.950 (288)	6.830 (498)	15.63	<0.001	1.34
Bigeye tuna *Thunnus obesus*	0.315 (23)	0.631 (46)	0.002	0.008	0.96
Yellowfin tuna *Thunnus albacares*	1.152 (84)	1.591 (116)	2.04	0.153	1.24
Albacore tuna *Thunnus alalunga*	2.482 (181)	4.608 (336)	22.21	<0.001	1.55
Dolphinfish *Coryphaena hippurus*	3.058 (223)	2.688 (196)	1.73	0.188	0.09
Sharks					
Blue shark *Prionace glauca*	20.421 (1489)	23.919 (1744)	25.53	<0.001	1.19
Carcharinus sharks	1.125 (82)	1.701 (124)	7.77	0.005	1.50
Hammerhead sharks *Sphyrna lewini*/*S. zigaena*	1.550 (113)	1.659 (121)	0.21	0.647	1.07
Shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus*	1.221 (89)	1.742 (127)	0.355	0.551	1.10

All comparisons have degrees of freedom (df) = 1. — Not calculated.

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

The effect of hook type on size of loggerheads captured was tested by *t*-test. The influence of the position of the hook within a section between floats (basket) in the capture of loggerhead turtles was tested for sets with five hooks between floats, and hook type pooled, through chi-square goodness-of-fit test. To test if the location of hooking in loggerhead turtles differed between hook types the χ^2 test of heterogeneity was used. Finally, tests were made to determine if the number of loggerheads with hook and lines completely removed before releasing them differed between circle and J hooks through a χ^2 test with Yates correction for continuity (Fowler *et al.*, 1998).

Results are presented for sea turtles, main bony fish and shark target species. A complete analysis and discussion of teleosts, sharks and rays captured during this experiment will be reported elsewhere. All species or groups with over 10 individuals were analysed statistically. Parametric tests were used after checking for normality of residuals by Kolmogorov–Smirnov test, and for homoscedasticity by Levene's test, both at $P<0.05$. When necessary, data were 'log' or 'log $n+1$' transformed looking for normality and homocedasticity, or nonparametric tests were used. Capture rates are reported as number of individuals (turtles, fish or sharks) caught per 1000 hooks deployed. Values are given as mean ± 1 standard deviation, except when indicated.

RESULTS

Sea turtle captures

A total of 200 sea turtles of three species were captured. Loggerheads comprised 85% of sea turtles captured, followed by leatherback (14%), and only two juvenile green turtles *Chelonia mydas* (Table 1). One green turtle was caught with a J-hook (CCL = 30.5 cm) and another with a circle hook (CCL = 34.5 cm). Both were hooked in the mouth and were dead when recovered.

Most sets did not capture loggerheads (62.4% of sets) or leatherbacks (90.8%). Among the 86 sets with loggerheads captured, 48 sets captured a single specimen, 21 sets captured two, and a maximum of 16 loggerheads were captured in a single set. Similarly, among the 21 sets with leatherbacks captured, 15 sets captured a single individual, five sets captured two and a single set captured three leatherbacks (Figure 3).

Effect of hook type on turtle capture

Loggerheads

Capture rate of loggerhead turtles decreased from 1.605 turtles per 1000 hooks with J-type hooks to 0.727 turtles per 1000 hooks with circle hooks. The probability of capturing a loggerhead increased by a factor of 2.2 with J hooks (odds-ratio in Table 1). Circle hooks captured larger loggerheads than J hooks (CCL = 60.5 ± 6.7 cm, range 50–81 cm vs 57.9 ± 7.9 cm, range = 37.5–96 cm, $t = 2.36$, df = 118, $P = 0.02$). Based on measurements of CCL of nesting females in Brazilian rookeries (minimum CCL in Espírito Santo State 83 cm, mean = 102.7 cm, Baptistotte *et al.*, 2003; Bahia State, mean 102.8 cm, Marcovaldi and Laurent, 1996), most loggerhead turtles captured by the pelagic longline fleet were immatures, with only two individuals over 81 cm.

Most loggerheads were captured and released alive (92.9%). The proportion of loggerheads released dead did not differ among hook types (circle hook = 5.8%; J hook = 7.7%, $\chi^2_{Yates} = 0.004$, df = 1, $P = 0.9$). Among loggerheads released alive, 2.1% of those caught with circle hooks were released with hooks remaining in the digestive tract due to difficulty in removing them without causing excessive damage. For turtles caught on J hooks, 7.5% were released with the hook remaining in the turtle with as much line as possible removed. The number of turtles released with the hook remaining was similar between hook types ($\chi^2_{Yates} = 0.9$, df = 1, $P = 0.3$). However, deep-hooking (esophagus) more commonly involved J hooks than circle hooks (J = 25.0%, circle = 5.8%; $\chi^2 = 9.0$, df = 2, $P = 0.01$). Hooking in the mouth accounted for 73 and 61% for circle and J hooks, respectively, while external hooking/entanglement was 21 and 14% for circle and J hooks, respectively. Captures of loggerheads did not differ according to the location of the hook between floats (positions 1 to 5), hook type pooled and excluded sets with six hooks between floats (chi-square goodness-of-fit test $\chi^2 = 7.8$, df = 4, $P = 0.1$, $n = 95$ turtles).

Capture of loggerheads was higher during spring and autumn and lower during summer and winter. The pattern of reduction of capture rates with circle hooks in comparison with J hooks occurred in all seasons, and varied between 41 and 62%. This seasonal reduction in capture rates with circle hooks was significant in the autumn and approached significance in winter and spring (both $P = 0.06$; Table 2; Figure 4).

Leatherbacks

Twenty-eight leatherbacks were captured during the study, and hook type was recorded for 27 turtles. Most (94.7%) were captured alive, one turtle was dead and one with condition not recorded by the observer. Similar to loggerheads, capture of leatherbacks decreased using circle hooks, from 0.274 leatherbacks per 1000 hooks to 0.096, with 2.0 times more

Table 2. Seasonal capture rates using circle and J-type hooks (turtles per 1000 hooks) and number of individuals of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the pelagic longline fishery off the Brazilian coast

	Summer		Autumn		Winter		Spring	
	J-hook	Circle	J-hook	Circle	J-hook	Circle	J-hook	Circle
No. of turtles	11	5	51	19	16	6	39	23
Capture rates	0.831	0.378	2.435	0.907	0.622	0.233	2.994	1.766
No. of hooks	13 230	13 230	20 944	20 944	25 715	25 715	13 025	13 025
χ^2_{Yates}	1.56	13.73	3.68	3.63				
p value	0.21	0.002[a]	0.06	0.06				

[a]Significant after Bonferroni correction (significance at $P = 0.05/4$, so that $P_{adj} = 0.013$).

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

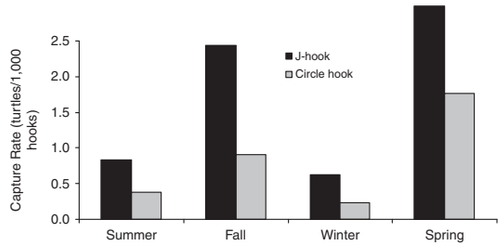


Figure 4. Seasonal variation in capture rates of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) with J-type and circle hooks in the pelagic longline fishery of Brazil.

likelihood of capturing a leatherback with J hooks (Table 1). Twenty-two leatherbacks had hooks attached externally or were entangled (circle and J pooled); four were hooked in the mouth and two unidentified. Thus, hook location was not evenly distributed ($\chi^2_{\text{Yates}} = 11.1$, df = 1, $P = 0.0009$, $n = 26$), but difference between hook types was not tested owing to the small number of leatherbacks caught. On six occasions the observer could not determine if the turtle was in comatose state. For a sample of seven leatherbacks, the mean CCL was 138.1 ± 7.9 cm, range 127–149 cm. This sample represents animals that were small enough to be hauled on board and does not include significantly larger animals that are also vulnerable to this fishing gear but too large to be measured. Leatherbacks were also caught in all seasons.

Target species of bony fish and shark

Among the target species or group of species analysed, capture rates were significantly increased for four target species when using circle hooks, measured in terms of number of individuals per 1000 hooks (Table 1). These include main target species for the Brazilian longline fishery, such as the blue shark (*Prionace glauca*), requiem sharks of the genus *Carcharhinus*, and tunas (bigeye *Thunnus obsesus* and albacore *T. alalunga*). Capture of hammerheads (*Sphyrna lewini* and *S. zygaena*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) sharks, and yellowfin tuna (*T. albacares*) increased slightly with circle hooks, but the difference was not significant. For the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) there was a non-significant decrease in captures when using circle hooks (12.1%). The only species with significant decrease in captures with circle hooks (14.2%) in comparison with J hooks was the swordfish, with probability of capture increasing 1.2 times with J-hooks (Table 1). Overall, circle hooks resulted in an additional 5.6 individuals per 1000 hooks deployed in comparison with J hooks (target capture rate with circle hook = 47.001 per 1000 hooks vs J-hook = 41.432 individuals per 1000 hooks). This difference was due to a substantial increase in tuna and blue shark catches with circle hooks (42.2% and 14.6%, respectively). Additional non-target sharks and bony fish species, which are usually landed when captured (e.g. oilfish *Ruvettus pretiosus*, escolar *Lepidocybium flavobrunneum*, Istiophoridae billfishes, thresher sharks *Alopias vulpinus* and *Alopias superciliosus*), as well as the fishing productivity in terms of weight of target species were not analysed or assessed here.

DISCUSSION

Sea turtle capture rates

Capture of sea turtles by pelagic longline has been confirmed to be a 'rare event' in many fisheries (Gilman *et al*., 2007), which was also true in this study whereby 62% and 91% of sets had 'zero' captures of loggerhead and leatherback turtles, respectively. Notwithstanding, the overall capture rates of sea turtles of 0.837 turtles per 1000 circle hooks and 1.893 turtles per 1000 J-hooks were higher than those measured in previous studies in the area (Sales *et al*., 2008), but much lower than those based on a limited number of sets and number of hooks (Kotas *et al*., 2004; Pinedo and Polacheck, 2004). On the other hand, we confirm previous studies in the area and elsewhere that immature loggerheads are the main species and life stage captured, followed by leatherbacks (but see Watson *et al*., 2005), while green turtles are rarely caught. In the current study most leatherbacks became entangled, while ingesting hooks was rare, the main difference in comparison with loggerheads, which actively ingest the hook and bait (Watson *et al*., 2005; Read, 2007). The current study also confirms an overall reduction in capture rates of sea turtles with circle hooks in comparison with other hook types (Watson *et al*., 2005; Read, 2007; Piovano *et al*., 2009).

Hooks near the floats in a given basket, and consequently shallower than mid-basket hooks, did not have higher capture rates of loggerhead turtles. Probably all hooks were within depths used by immature loggerheads. The Brazilian pelagic longline, targeting a range of species from sharks to swordfish and tunas, tends to set hooks shallower than in the Indian and Pacific Oceans, where the number of hooks between floats is higher, or than the several fleets that operate in the south Atlantic and target mainly tuna, such as Japan and Taiwan. The potential for interaction with loggerheads, which remain for 90% of their time at depths < 40 m (Polovina *et al*., 2004) is thus high for all hooks within a basket in the Brazilian fishery.

Circle hooks as a tool for improving the post-release survival of sea turtles

Despite controversies of post-release survival of sea turtles hooked by longline fisheries (Hays *et al*., 2004; Bradshaw, 2005) it is sensible to assume that deep hooking (i.e. where the hook has been swallowed) increases mortality in comparison with light hooking (in the upper or lower jaw) and external hooking/entanglement (Gilman *et al*., 2007). It is generally agreed that removing the hook and line is beneficial for the survival chances of turtles (Valente *et al*., 2007), except in cases of deep hooking. This is probably even more important in the current fishery where a steel cable is used instead of nylon and so could potentially cause more severe lesions. In addition, a larger proportion of loggerheads are released with terminal gear still attached when captured on J hooks compared with circle hooks (7.5 vs 2.1%, respectively), similar to other findings (Gilman *et al*., 2007). Thus, it can be concluded that using circle hooks benefits sea turtles in three ways: (1) decreased capture rates; (2) decreased deep hooking rates; (3) decreased proportion of turtles released with terminal gear attached.

Reduction of deep hooking is related to the larger size of hook and shape of circle hooks, which facilitates hooking at the jaw corner, so hooks are less likely to be swallowed. Read (2007) argued that circle hooks are more likely to reduce turtle

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

mortality by preventing swallowing, rather than avoiding hooking of turtles. Results presented here demonstrate that in addition to reduced direct mortality, circle hooks also significantly reduced capture rates of both loggerheads and leatherbacks, which is a clear major benefit for both sea turtle species. The larger size of loggerheads captured with circle hooks could be related to the larger width of the circle hooks, which precluded smaller individuals ingesting the hook, suggesting that hook size, irrespective of hook design, plays a role in loggerhead captures (Watson *et al*., 2005; Read, 2007).

Bony fish and shark target capture rates

It has also been advocated that circle hooks are more efficient in retaining fish after hooking, thus increasing captures. By preventing swallowing, fish are hauled fresher than with traditional J or tuna hooks in both recreational hook-and-line (Cooke and Suski, 2004) and commercial longline fisheries (Kerstetter *et al*., 2007), which can provide a higher quality and subsequently higher price for fish sold at market (Watson *et al*., 2005).

It is not clear why swordfish captures decreased with circle hooks in the current study. Piovano *et al*. (2009) found a non-significant decrease in capture rates of swordfish with 16/0 circle hooks (by number and weight per 1000 hooks) compared with Mustad J- hooks No. 2 in the Mediterranean, similar to the non-significant decrease in Australia comparing 14/0 circle hooks with tuna-hook (Ward *et al*., 2009). In the North Atlantic Ocean, Watson *et al*. (2005) also found a 25% decrease of capture, by weight, using non-offset 18/0 circle hooks with squid bait, and a nominal increase of bigeye tuna. However, these authors, using mackerel as bait and 10° offset 18/0 circle hooks (exactly the same treatment in the current study), found a 19% increase in swordfish capture by weight, and 80% decrease in capture rates of the bigeye tuna in comparison with 25° offset 9/0 J hook (we used non-offset J hooks here). Moreover, circle hooks in recreational Istiophoridae billfishes fisheries had captures comparable with or higher than J hooks (Prince *et al*., 2002). For the Hawaiian swordfish fishery, a pool of regulations, including use of 10° offset 18/0 circle hooks have proved very effective in reducing sea turtle captures, as well as increasing swordfish capture rates (Gilman *et al*., 2007). Preliminary results (26 sets, 16 624 hooks) of a study carried out onboard Brazilian longliners operating in equatorial waters showed increase captures of swordfish and yellowfin tuna, and decreased mortality of fish hauled onboard (Kerstetter *et al*., 2007). This study used a similar design as here, with alternated hook types, but 18/0 non-offset hooks, and a range of baits in different sets (mackerel, squid and mix).

Shark captures in the North Atlantic increased by 8–9% with circle hooks compared with J hooks, where both were baited with squid, but there was a significant reduction in captures with both hooks when using mackerel bait (Watson *et al*., 2005). In the same area post-release survival increased when using circle hooks in the Canadian longline fleet (Carruthers *et al*., 2009). In the north-west Pacific and Australia there were negligible differences between blue shark captures with circle and tuna hooks (Yokota *et al*., 2006; Ward *et al*., 2009), and in Hawaii there was a significant 36% decrease in shark captures between pre- and post-regulations (Gilman *et al*., 2006). While sharks are considered bycatch and their capture undesirable in several fisheries around the world (Gilman *et al*., 2008; Ward *et al*., 2008), they are target species and frequently comprise the bulk of captures in the Brazilian pelagic longline fishery (Hazin *et al*., 2008). Thus, increase in captures reported in this study is a welcome result for the fishing companies and is beneficial for sea turtles by increasing the probability of the acceptance of circle hooks by the fishing industry.

Despite capture rates reported here being based on number of individuals per effort, rather than weight per fishing effort or economic returns, the increased capture of tuna and sharks probably outweigh the losses caused by the reduction in swordfish catches. Fishermen reported that size of target specimens increase with circle hooks, due to improvements in fish retention once hooked, an issue which deserves further investigation.

Implications for fishery management and conservation

Overall, most sea turtles were caught alive (93% of loggerheads; 95% of leatherbacks), which highlights the critical role of fishermen in increasing post-hooking survival, by correctly hauling, handling and releasing sea turtles (Carruthers *et al*., 2009). Educational campaigns, formal courses, or informal training through onboard observers, and increased awareness are essential tools for the conservation of sea turtles at sea. Increasing post-release survival could be greatly improved through the use of dehooking devices for removal of hooks, and line-cutters, instruments with blades and a long handle to assist in the removal of line and disentangling leatherbacks and large loggerheads not hauled onboard. Dipnets will probably reduce injuries in most loggerheads, as their relatively small size makes it feasible for them to be hauled onboard for hook removal.

However, even with the significant reduction of capture rates and potential reduction in mortality for both loggerhead and leatherback turtles with the use of circle hooks, capture rates are still relatively high and an even greater reduction would improve the selectivity of the fishing gear. Watson *et al*. (2005) and Yokota *et al*. (2009) have demonstrated that the use of squid bait instead of fish can also increase the capture rate of loggerhead sea turtles. Because squid is frequently used as bait in the pelagic longline fishery in the south-west Atlantic Ocean, capture rates by fleets in this region are probably higher that those reported in the current study where hooks were baited with fish. Testing additional mitigation measures such as the use of fish instead of squid as bait, or operational shifts, such as increasing depth of hooks set (Shiode *et al*., 2005; Beverly *et al*., 2009), reducing daylight soak time (Watson *et al*., 2005), or restricting the use of lightsticks (Wang *et al*., 2007), should also be tested in combination with circle hooks to further reduce turtle capture rates. Use of such measures, alone or in combination, can greatly enhance the selectivity of the fishing gear, which could benefit a range of other non-target species.

In the longline fishery studied here, the capture rate of dolphinfish was similar between hook types, which is similar to trials in Australia where small 14/0 circle hooks were tested against tuna hooks (Ward *et al*., 2009). On the other hand, preliminary results from the eastern Pacific show a marked decrease in dolphinfish captures using a range of circle hooks (see Read, 2007 and references therein).

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

Genetic and tag recovery data have shown that leatherbacks and loggerheads incidentally captured in fisheries or stranded on adjacent south-west Atlantic beaches are of mixed stocks, with individuals from nesting populations from Brazil, east Atlantic–Africa, Indian Ocean, Australia, North Atlantic and unknown origins (Billes *et al*., 2006; Sales *et al*., 2008; Vargas *et al*., 2008), making sea turtle conservation in south-west Atlantic waters of global importance.

Before circle hooks are made compulsory in a given fishery, they should be field tested first to ensure that they are effective both for reducing turtle bycatch and for not adversely affecting fishery landings (Read, 2007). Here we provide substantial evidence of their effectiveness in the Brazilian pelagic longline fishery. The current study shows that, more than any other fishery studied to date, circle hooks are a viable option for the mitigation of sea turtle bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery. Specifically, circle hooks (1) reduced capture rates of loggerheads and leatherbacks, (2) reduced deep hooking of loggerheads, and (3) increased capture of several target species, thereby remaining economically viable and more likely to be adopted by the fishing industry. However, if circle hooks are adopted in this fishery, their effects on other species, such as seabirds, sharks and billfishes should be considered. Despite not reducing bycatch of sea turtles to negligible levels, circle hook adoption is an important step forward, being the simplest and most effective mitigation measure currently available to minimize sea turtle bycatch and reduce post-release mortality. The increased replacement of J and tuna hooks in favour of circle hooks can contribute greatly towards recovering trends of loggerhead and leatherback populations inhabiting the south-west Atlantic Ocean and nesting on Brazilian beaches (Marcovaldi and Chaloupka, 2007; Thomé *et al*., 2007).

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was partially sponsored and funded by the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Fisheries Science Center and the Joint Institute for Marine and Atmospheric Research of the University of Hawaii. The support of captains and crew, fishing companies Akira and Itafish, and onboard observers was essential throughout this study. Dr P.C.R. Barata provided important statistical support during this study and comments on an early draft. CEPSUL/ICMBio provided logistic support during this study, both on land and onboard the R/V Soloncy Moura. Projeto TAMAR is a conservation programme of the Brazilian Ministry of the Environment, affiliated with ICMBio (Brazilian Institute for Biodiversity Conservation — Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), co-managed by Fundação Pró-Tamar and officially sponsored by Petrobras.

REFERENCES

Agresti A. 2002. *Categorical Data Analysis*. Wiley-Interscience: New York.

Alverson D, Freeberg M, Murawski S, Pope J. 1996. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Technical Paper 339. FAO, Rome.

Baptistotte C, Thomé JCA, Bjorndal KA. 2003. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* **4**: 523–529.

Beverly S, Curran D, Musyl M, Molony B. 2009. Effects of eliminating shallow hooks from tuna longline sets on target and non-target species in the Hawaii-based pelagic tuna fishery. *Fisheries Research* **96**: 281–288.

Billes A, Fretey J, Verhage B, Huijbregts B, Giffoni B, Prosdocimi L, Albareda DA, Georges JY, Tiwari M. 2006. First evidence of leatherback movement from Africa to South America. *Marine Turtle Newsletter* **111**: 13–14.

Bjordal Å, Løkkeborg S. 1996. *Longlining*. Fishing News Books: Oxford.

Bradshaw CJA. 2005. Survival of the fittest technology—problems estimating marine turtle mortality. *Marine Ecology Progress Series* **287**: 261–262.

Brothers NP, Cooper J, Løkkeborg S. 1999. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. FAO Fisheries Circular 937, FAO, Rome.

Bugoni L, Mancini PL, Monteiro DS, Nascimento L, Neves TS. 2008. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research* **5**: 137–147.

Campos EJD, Velhote D, Silveira IC. 2000. Shelf break upwelling driven by Brazil Current cyclonic meanders. *Geophysical Research Letters* **27**: 751–754.

Carruthers EH, Schneider DC, Neilson JD. 2009. Estimating the odds of survival and identifying mitigation opportunities for common bycatch in pelagic longline fisheries. *Biological Conservation* **142**: 2620–2630.

Cooke SJ, Suski CD. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation*: *Marine and Freshwater Ecosystems* **14**: 299–326.

Domingo A, Bugoni L, Prosdocimi L, Miller P, Laporta M, Monteiro DS, Estrades A, Albareda D. 2006. El impacto generado por las pesquerías en las tortugas marinas en el Océano Atlántico sud occidental. WWF Programa Marino para Latino América y el Caribe, San José, Costa Rica.

Fowler J, Cohen L, Jarvis P. 1998. *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley: Chichester.

Gilman E, Zollett E, Beverly S, Nakano H, Davis K, Shiode D, Dalzell P, Kinan I. 2006. Reducing sea turtle by-catch in pelagic longline fisheries. *Fish and Fisheries* **7**: 2–23.

Gilman E, Kobayashi D, Swenarton T, Brothers N, Dalzell P, Kinan-Kelly I. 2007. Reducing sea turtle interactions in the Hawaii-based longline fishery. *Biological Conservation* **139**: 19–28.

Gilman E, Clarke S, Brothers N, Alfaro-Shigueto J, Mandelman J, Mangel J, Petersen S, Piovano S, Thomson N, Dalzell P *et al*. 2008. Shark interactions in pelagic longline fisheries. *Marine Policy* **32**: 1–18.

Hays GC, Broderick AC, Godley BJ, Luschi P, Nichols WJ. 2004. Tracking turtles to their death. *Marine Ecology Progress Series* **283**: 299–300.

Hazin FHV, Broadhurst MK, Amorin AF, Arfelli CA, Domingo A. 2008. Catches of pelagic sharks by subsurface longline fisheries in the south Atlantic Ocean during the last century: a review of available data with emphasis on Uruguay and Brazil. In *Sharks of the Open Ocean*, Camhi M, Pikitch E, Babcock E (eds). Blackwell: New York; 213–229.

Jiménez S, Domingo A, Brazeiro A. 2009. Seabird bycatch in the southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery. *Polar Biology* **32**: 187–196.

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

Kelleher K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper 470. FAO, Rome.
Kerstetter DW, Pacheco JC, Hazin FH, Travassos PE, Graves JE. 2007. Preliminary results of circle and J-style hook comparisons in the Brazilian pelagic longline fishery. *Collective Volumes of Scientific Papers, ICCAT* **60**: 2140–2147.
Kotas JE, Santos S, Azevedo VG, Gallo BMG, Barata PCR. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. *Fishery Bulletin* **102**: 393–399.
Lewison RL, Crowder LB. 2007. Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* **21**: 79–86.
Lewison RL, Crowder LB, Read AJ, Freeman SA. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 598–604.
Marcovaldi MÂ, Chaloupka M. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research* **3**: 133–143.
Marcovaldi MÂ, Laurent A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. *Chelonian Conservation and Biology* **2**: 55–59.
Olavo G, Costa PAS, Martins AS. 2005. Prospecção de grandes peixes pelágicos na região central da ZEE brasileira. In *Pesca e Potenciais de Exploração de Recursos Vivos na Região Central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira*, Costa PAS, Martins AS, Olavo G (eds). Museu Nacional, Série Livros 13: Rio de Janeiro; 167–202.
Olson DB, Podestá GP, Evans RH, Brown OB. 1988. Temporal variations in the separation of Brazil and Malvinas Currents. *Deep-Sea Research* **35**: 1971–1990.
Ovetz R. 2007. The bottom line: an investigation of the economic, cultural and social costs of high seas industrial longline fishing in the Pacific and the benefits of conservation. *Marine Policy* **31**: 217–228.
Pinedo MC, Polacheck T. 2004. Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. *Biological Conservation* **119**: 335–339.
Piovano S, Swimmer Y, Giacoma C. 2009. Are circle hooks effective in reducing incidental captures of loggerhead sea turtles in a Mediterranean longline fishery? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **19**: 779–785.
Polovina JJ, Howell E, Parker DM, Balazs GH. 2003. Dive-depth distribution of loggerhead (*Carretta carretta* [sic]) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific: might deep longline sets catch fewer turtles? *Fishery Bulletin* **101**: 189–193.
Polovina JJ, Balazs GH, Howell EA, Parker DM, Seki MP, Dutton PH. 2004. Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography* **13**: 36–51.
Pradhan NC, Leung P. 2006. Incorporating sea turtle interactions in a multi-objective programming model for Hawaii's longline fishery. *Ecological Economics* **60**: 216–227.
Prince ED, Ortiz M, Venizelos A. 2002. A comparison of circle hook and 'J' hook performance in recreational catch-and-release fisheries for billfish. *American Fisheries Society Symposium* **30**: 66–79.
Read AJ. 2007. Do circle hooks reduce the mortality of sea turtles in pelagic longlines? A review of recent experiments. *Biological Conservation* **135**: 155–169.
Sales G, Giffoni BB, Barata PCR. 2008. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **88**: 853–864.
Seeliger U, Odebrecht C, Castello JP (eds). 1998. *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ed. Ecoscientia: Rio Grande.
Shiode D, Hu F, Shiga M, Yokota K, Tokai T. 2005. Midwater float system for standardizing hook depths on tuna longlines to reduce sea turtle by-catch. *Fisheries Science* **71**: 1182–1184.
Southwood A, Fritsches K, Brill R, Swimmer Y. 2008. Sound, chemical, and light detection in sea turtles and pelagic fishes: sensory-based approaches to bycatch reduction in longline fisheries. *Endangered Species Research* **5**: 225–238.
Stramma L, England M. 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research* **104**: 20863–20883.
Swimmer Y, Arauz R, Higgins B, McNaughton M, McCracken J, Ballestero J, Brill R. 2005. Food color and marine turtle feeding behavior: can blue bait reduce turtle bycatch in commercial fisheries? *Marine Ecology Progress Series* **295**: 273–278.
Thomé JCA, Baptistotte C, Moreira LMP, Scalfoni JT, Almeida AP, Rieth DB, Barata PCR. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil, 1988–1989 to 2003–2004. *Chelonian Conservation and Biology* **6**: 15–27.
Valente ALS, Parga ML, Velarde R, Marco I, Lavin S, Alegre F, Cuenca R. 2007. Fishhook lesions in loggerhead sea turtles. *Journal of Wildlife Diseases* **43**: 737–741.
Vargas SM, Araujo FCF, Monteiro DS, Estima SC, Almeida AP, Soares LS, Santos FR. 2008. Genetic diversity and origin of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) from the Brazilian coast. *Journal of Heredity* **99**: 215–220.
Wang JH, Boles LC, Higgins B, Lohmann KJ. 2007. Behavioral responses of sea turtles to lightsticks used in longline fisheries. *Animal Conservation* **10**: 176–182.
Ward P, Lawrence E, Darbyshire R, Hindmarsh S. 2008. Large scale experiment shows that nylon leaders reduce shark bycatch and benefit pelagic longline fishers. *Fisheries Research* **90**: 100–108.
Ward P, Epe S, Kreutz D, Lawrence E, Robins C, Sands A. 2009. The effects of circle hooks on bycatch and target catches in Australia's pelagic longline fishery. *Fisheries Research* **97**: 253–262.
Watson JW, Kerstetter DW. 2006. Pelagic longline fishing gear: a brief history and review of research efforts to improve selectivity. *Marine Technology Society Journal* **40**: 6–11.
Watson J, Epperly S, Foster D, Shah A. 2005. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**: 965–981.
Werner T, Kraus S, Read A, Zollett E. 2006. Fishing techniques to reduce the bycatch of threatened marine animals. *Marine Technology Society Journal* **40**: 50–68.
Yokota K, Kiyota M, Minami H. 2006. Shark catch in a pelagic longline fishery: comparison of circle and tuna hooks. *Fisheries Research* **81**: 337–341.
Yokota K, Kiyota M, Okamura H. 2009. Effect of bait species and color on sea turtle bycatch and fish catch in a pelagic longline fishery. *Fisheries Research* **97**: 53–58.

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

Journal of Herpetology, Vol. 44, No. 3, pp. 352–359, 2010
Copyright 2010 Society for the Study of Amphibians and Reptiles

Body Mass and the Energy Budget of Gravid Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the Nesting Season

ARMANDO J. B. SANTOS,[1,2,3] ELIZA M. X. FREIRE,[1,2,4] CLAUDIO BELLINI,[5] AND GILBERTO CORSO[2,6]

[1]*Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Campus Universitário, Departamento de Botânica, Ecologia e Zoologia, Lagoa Nova, Natal, RN 59072-970 Brazil*
[2]*Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Campus Universitário, Lagoa Nova, Natal, RN 59072-970 Brazil*
[5]*Projeto Tamar–Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Alexandrino de Alencar, 1399, Tirol, Natal, RN 59015-350 Brazil; E-mail: claudio@tamar.org.br*

ABSTRACT.—**Female Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting along the southeast coastline of the state of Rio Grande do Norte Brazil (6°13′40″S, 35°03′05″W) were captured and weighed during the 2006–07 and 2007–08 nesting seasons. The mean value for the first postoviposition mass was 79.6 kg. Individuals that were subsequently recaptured showed a mean mass change of 1.6 kg in the interval between two consecutive postovipositions (i.e., after one internidal interval). We plotted the mass of the individuals against the curvilinear carapace length. An analysis of residual mass above average body condition reveals that females with good body condition start nesting at the beginning of the season. Preoviposition mass was measured when the female aborted the nesting process. Gross mass change was 5.46 kg. Mean body mass recovery was 3.2 kg. Body mass recovery was always significantly lower than the change in gross mass. This is in agreement with the observed mass loss tendency throughout the breeding season for this species. Mass recovery was analyzed using allometric law, converting both loss in body mass and total egg mass to energy. Using mean turtle body mass, we performed three scenarios for the metabolic maintenance rate of the Hawksbill Turtle during the nesting period. The energy that the turtles expended in egg laying was estimated at 1,183 kJ • d^{-1}. The daily net mass loss for the most realistic scenario converted into energy was 4,213 kJ • d^{-1}. The total daily energy consumption (maintenance plus egg production) was similar to the daily energy from mass loss. This theoretical treatment suggests that, under this scenario, there is no reason for significant extra energy intake during the oviposition period.**

As with all adult female marine turtles, the Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*) must build up energy in foraging areas in preparation for reproduction, usually spending several years foraging before migrating to the breeding sites (Bjorndal, 1995). The stored energy is used in both the process of vitellogenesis and migration to and from the nesting area, often hundreds of miles away (Starbird et al., 1999; Troeng et al., 2005). Despite the dearth of information concerning the Hawksbill Turtle's energy strategies, it is hypothesized that, similar to other turtle species, energy storage occurs mainly through the formation of fat reserves (Kwan, 1994; Hamann et al., 2002).

Like most other marine turtles, the Hawksbill Turtle is iteroparous within each nesting season and is able to lay between one and eight clutches during a single egg-laying period (Chan and Liew, 1999; Dobbs et al., 1999). The low estimates for clutch frequency in the published literature (e.g., Loop et al., 1995; Al-Merghani, 2000) could possibly reflect incomplete coverage (Dobbs et al., 1999). Meticulous surveys indicate between four and five clutches per individual during each nesting season (Richardson et al., 2006). According to the literature, the intervals between one successful nesting event and another vary from 10–20 days, the average being 15 days (Mortimer and Bresson, 1999). Intervals of less than seven days are taken to signify incomplete oviposition (divided laying), whereas intervals of more than 23 days are assumed to result from unobserved nesting events (Mortimer and Bresson, 1999). The interval between successive breeding seasons for a determinate individual is usually from 2–3 yr (Richardson et al., 2006) but can vary from nine months (Pilcher and Ali, 1999) to seven years (Mortimer and Bresson, 1999).

Female sea turtles, as long-lived iteroparous

within a population, whereby individuals who skip reproduction continue to feed, allowing them to accumulate fat reserves for a longer period (Hays, 2000; Hatase and Tskamoto, 2008).

The energy budget concept furnishes a standard framework for the comparison of metabolic processes, including mass loss and gain, oviposition, and the cycle of energy building and consumption in everyday life. Here, we use the concept to analyze changes in the body mass of *E. imbricata* during the nesting period from the perspective of the individual's energy budget. Successive preoviposition and postoviposition mass measurements enabled us to calculate the available energy. Moreover, using previous results from the literature and taking egg mass measurements, we estimated the energy cost of oviposition under different scenarios for the metabolic rate of the species to make a comparison with our results.

The estimate of the energy budget of Hawksbill Turtles is used in this article to clarify the issue of mass recovery during the oviposition period. Although this species recovers mass between two successive ovipositions, it is not clear whether there is any energy intake during the period or whether the mass gain is caused by rehydration.

In this paper, we test the hypothesis that gravid Hawksbill Turtles do not feed during the nesting period; rather, they rely entirely on their energy reserves for their reproductive activity. To accomplish this, we evaluated energy expenditure using theoretical analyses under different scenarios. If energy consumption during oviposition is greater than the available stored energy, it would indicate that a turtle must have another source of energy; that is, the turtle would have to eat during the nesting season to balance energy input and output. Even though the theoretical analysis is not conclusive, we believe that these assays may contribute to answering these questions.

Material and Methods

Characterization of the Area.—The beach area monitored is approximately 4 km in length, situated in the southern section of the coastline of Tibau do Sul in the state of Rio Grande do Norte (6°13′40″S; 35°03′05″W), approximately 80 km south of the city of Natal. It consists of Cancela, Minas, and Sibauma beaches. The night-long patrols from 1900–0430 h to intercept and mark nesting females. The intercepted females were marked with inconel metal tags (number 681 National Band and Tag Company), applied close to the most proximal scale at the axillary region of both front flippers.

The curved carapace length (CCL) of all intercepted females was measured with a flexible measuring tape between the external border of the nuchal scale and the external border of the supracaudal scale to within 0.1 cm (Marcovaldi and Marcovaldi, 1999).

We intercepted and weighed individuals on the beach after the turtle had concluded its nesting attempt (successful or not). We brushed off all sand from the turtle and then placed it on a stretcher attached to a digital scale that was suspended from a metal frame. The accuracy of the scales (Filizola, maximum capacity of 500 kg, with a precision of ±100 g) was calibrated using objects of known weight before the start and throughout data collection.

Egg mass was measured using a Pesola spring balance (capacity = 50 g and precision of ±0.5 g). The accuracy of the spring balance was calibrated using objects of known weight, before the start and over the course of data collection. Eggs were collected in a plastic bag at the moment of laying, avoiding the adhesion of sand. A plastic cup, whose mass was subtracted from the total mass, was used to suspend the egg from the scale. This procedure was performed at the end of the 2007–08 nesting season on five nests. All the eggs in one nest were weighed, and an average of 25 eggs in the others was randomly selected. After being weighed, all the eggs were placed into the nest.

Approximately 45 days after laying, nests were checked for emergence, manifested by the presence of hatchling tracks or by a depression in the sand above the egg chamber. Nests were excavated 24 h after emergence to count clutch size. Clutch size was defined as the sum of dead hatchlings with their egg-shells, unopened eggs, and empty eggshells.

Data Processing.—The CCL with barnacles as interference were excluded from the analysis. The residual value from the first postoviposition mass versus CCL was plotted against day 0 of the nesting season. Thus, we tested whether females arriving later had different body condition.

The mass measurement immediately after laying was termed ''postoviposition mass.'' In rare cases in which the female crawled up the beach but did not nest, we were able to record

egg-laying night and the subsequent egg-laying night. Data points whose intervals were longer than 23 days were excluded from the analyses. When the interval between two mass measurements was greater than 23 days, it was attributed to unobserved nesting events.

The difference between two consecutive postovipositions was termed ''net mass change.'' The difference between preoviposition mass and the related postoviposition mass (separated by a maximum time interval of three days) was called ''gross mass change'' (encompassing clutch mass plus other changes in gross body mass resulting from alterations in the degree of tissue hydration, depletion of fat reserves, etc.). The three-day interval was chosen because of the authors' prior experience in the field, showing that this is the maximum period for a turtle to return after an unsuccessful attempt. The difference in mass between one postoviposition and the subsequent preoviposition is the ''mass recovery.'' This measurement is typically carried out over an interval comparable to the internidal interval, because even when the turtle did not nest, we assumed that there was reproductive intention even though the attempt was unsuccessful. In such cases, the term ''potential internidal interval'' was used.

Mean egg mass was calculated by taking the mean of all egg mass measurements from the five different females. Mean clutch mass for the population was obtained by multiplying average unit egg mass by mean clutch size.

Daily mass recovery was calculated as the difference in mass between one postoviposition and successive preoviposition mass divided by the potential internidal interval. This procedure was carried out only for females with known preoviposition mass. We divided the net mass change by the average internidal interval in days to obtain an estimation of daily net mass change during the internidal interval. Although the mass loss occurs mainly just after egg laying and not throughout the entire internidal interval, we performed this procedure to obtain daily values and facilitate comparison.

Total gross mass loss during the entire nesting season was calculated through the difference between the initial mass (first preoviposition mass) and the postoviposition mass observed in the last laying. In cases where the first preoviposition mass was not observed, it was estimated by adding the percentage of gross mass change to the first postoviposition mass. Means are given ±1 SD.

Theoretical Treatment.—There are two main energy used in all metabolic processes (breathing, locomotion, excretion, sensing, nest digging, etc.).

We assume that the energetic value for eggs per gram is the same for Loggerhead (*Caretta caretta*) and Hawksbill Turtles. Bouchard and Bjorndal (2000) report that each Loggerhead Turtle egg contains 171.21 kJ of energy. The mean wet mass of the *C. caretta* eggs was 39.8 g (S. Bouchard, pers. comm.). Dividing the energy value by the wet mass gives energy value per gram of 4.2 kJ • g^{-1}.

The energy content of a clutch was calculated using energy per gram of egg and clutch mass. To compare this energy content with metabolic rate, we divided it by the mean internidal interval. Although the energy expended in a clutch is mainly concentrated in egg laying, we estimated this amount daily for a numerical comparison. In addition, we observed that the mass change (between two postovipositions) and the time interval (internidal interval) are consistent measurements in the sense that both are related to the same period of time.

To estimate the metabolic rate of *E. imbricata*, we used allometric reasoning. Wallace and Jones (2008), in a review of marine turtle metabolic rates, concluded that allometric relationships between metabolic rate and body mass are constant for Leatherback Turtles (*Dermochelys coriacea*), Green Turtles (*Chelonia mydas*), and other reptiles. Under allometric theory, the metabolic rate M is expressed as a function of mass m according to the relation $M = c\,m^a$, where c and a are constants empirically derived from a large set of animals within the same class. We consider two distinct methodologies to estimate this amount: the basal metabolic rate (BMR) according to Schmidt-Nielsen (1984); and the field metabolic rate (FMR) as reviewed in Nagy (2005). In both cases, we use the reptile allometric scale. For BMR, we have the relationship $M = 32.6\ m^{0.83}$ and, for FMR, $M = 91.1\ m^{0.89}$ (in both equations the mass is expressed in kilograms and the metabolic rate in kJ • d^{-1}). BMR measures minimum maintenance energy consumption, whereas FMR measures field activity, which takes into account the energy expended in locomotion and other activities, such as nest digging. We constructed three different hypothetical scenarios to estimate the metabolic maintenance rate during the nesting period: (1) minimal energy cost, which only takes into account BMR; (2) maximum energy cost, which only takes into account FMR; and (3) medium energy cost, which takes into account the average

TABLE 1. Body mass of nesting Hawksbill Turtles according to ocean and country.

Location	Mean (kg)	Range (kg)	*N*	SD (kg)	Stage	Source
Atlantic Ocean						
Nicaragua	54.2	27.2–86.2	32	–	–	Nietschmann, 1972[a]
Puerto Rico	68.4	60.5–76.3	2	–	–	Thurston and Wiewandt, 1976[a]
Barbados	68.2	44–92	68	8.8	postoviposition	Beggs et al., 2007
Pipa, Brazil	86.0	60.1–112.2	75	11.8	first preoviposition	This study
Pipa, Brazil	79.6	56.2–105.7	72	11.3	first postoviposition	This study
Pacific Ocean						
Solomon Islands	66.3	41.8–77.3	40	–	–	McKeown, 1977[a]
Solomon Islands	57.8	36.0–72.5	43	–	–	Vaughan, 1981[a]
Australia	49.5	45.5–55.0	8	–	–	Limpus, 1980[a]
Campbell Island, Australia	51.6	38.5–68.0	38	8.22	postoviposition	Limpus et al., 1983
Milman Island, Australia	50.4	32.0–72.0	582	6.45	postoviposition	Dobbs et al., 1999
Indian Ocean						
Democratic Yemen	43.2	35.3–50.0	15	–	–	Hirth and Carr 1970[a]
Seychelles	65.6	51.2–83	75	8.11	first preoviposition	Hitchins et al., 2004
Seychelles	60.9	48.0–79.0	74	7.89	first postoviposition	Hitchins et al., 2004
Islands of Persian Gulf	39.2	10.0–64.0	123	6.7	–	Pilcher, 1999
Kingdon of Saudi Arabia	38.2	26.0–64.0	245	5.96	postoviposition	Al-Merghani et al., 2000
Arabian Gulf	39.1	26.0–64.0	175	6.32	postoviposition	Al-Merghani et al., 1996
Saudi Arabia	38.4	30.5–40.0	–	–	–	Miller, 1989

[a] Sources cited in Witzell (1983).

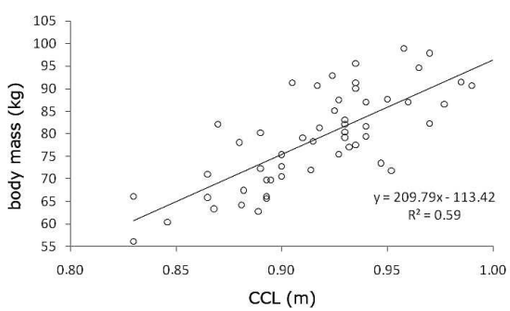
consumption of energy reserves (usually fat) plus possible feeding. Output (waste energy) is related to oviposition and the usual metabolic consumption. We evaluate the stored energy expended through the measured mean mass change multiplied by the food energy (in kJ) of fat.

RESULTS

Biometric Analysis.—We took 182 mass measurements on 76 nesting Hawksbill Turtles within the study area on the southern coastline of Rio Grande do Norte during the 2006–07 and 2007–08 nesting seasons. On first contact, the females exhibited an average postoviposition mass of 79.6 ± 11.3 kg (range, 56.2–105.7 kg; $N = 72$; Table 1). The average first preoviposition mass was estimated at 86.0 ± 11.8 kg (range, 60.1–112.2 kg; $N = 75$; Table 1). When first preoviposition mass was not available, we estimated this value by adding the gross mass change (6.9%) to the first postoviposition mass.

Of 72 turtles with available postoviposition mass, 18 individuals had barnacles as interference on CCL and were excluded from the analysis. The average CCL was 0.92 ± 0.04 m (range, 0.83–1.01 m; $N = 54$), and mass increased 10 December for both nesting seasons, 2006–07 and 2007–08. There was a significant relationship ($P = 0.0118$) between female body condition and day of the season (Fig. 2), but only 11.6% of the variation was explained.

Individuals that were subsequently recaptured showed a mean mass change of 1.6 ± 1.43 kg (range, −3.7–5.1; $N = 75$ sets of measurements on 36 females) in the interval between two consecutive postovipositions, separated by a maximum time interval of 18 days, indicating an average mass change of 2.0% (Fig. 3, Table 2). Within the 75 measurements, we observed mass gains in eight measurements and no changes in two measurements. Consid-



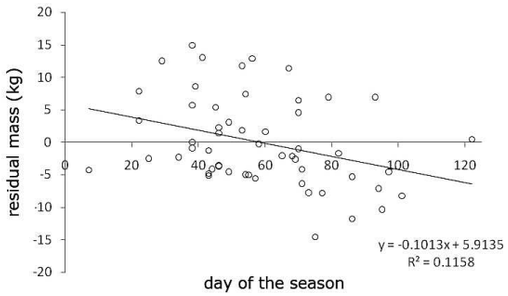


FIG. 2. Residual mass against the day of the nesting season, where day 0 is 10 December 2006 for the 2006–07 nesting season and 10 December 2007 for the 2007–08 nesting season. Positive values indicate individuals with body condition above average and negative values for individuals below the average. The correlation reveals that females with body condition above average start nesting at the beginning of the nesting season.

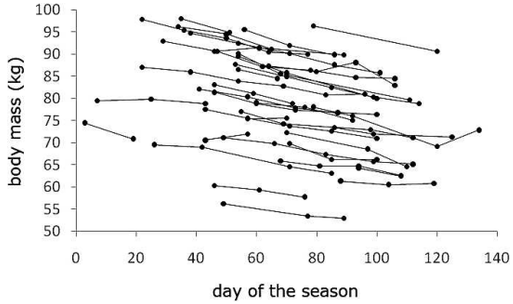


FIG. 3. Postoviposition mass for 36 nesting Hawksbill Turtles weighed more than once on the southeast coast of the state of Rio Grande do Norte, Brazil. Each line joining the postoviposition mass represents the net mass change for the same individual. Day 0 on the x-axis for the 2006–07 and 2007–08 nesting seasons was 10 December in both 2006 and 2007.

ering the entire season, only two of 36 females gained mass. However, these two exceptional females were observed nesting only twice. All females that nested at least three times always lost mass in the course of the entire season.

Mean gross mass change was 5.5 ± 1.09 kg (range 4.3–8.2; $N = 12$ sets of measurements), indicating an average mass loss of 6.9% (Fig. 4). This value was significantly higher (*t*-test, $P < 0.001$; $t = 9.03$; df = 85) than the loss between two consecutive postoviposition measurements from the same female. This finding points to considerable mass recovery, reflecting the development of a new egg mass within the female.

Mean body mass recovery was 3.2 ± 1.05 kg (range 1.8–4.6; $N = 9$ sets of measurements), indicating an average mass recovery of 4.3% during the potential internidal interval (Fig. 4). Although the sample size is small, the recovery in body mass was always significantly lower (*t*-test, $P < 0.005$; $t = 4.69$; df = 18) than the gross mass change. This finding is in agreement with the observed mass loss tendency throughout the breeding season in this study.

Average clutch size was 143 ± 27.6 eggs per nest (range 41–207; $N = 83$), and average egg mass was 29.0 ± 2.46 g (range 19.3–32.2; $N = 251$). The average clutch mass was estimated at 4,147 g.

The average internidal interval for the 36 individuals weighed more than once was 14.72 ± 1.4 days (range 12–18; $N = 75$). Average mass recovery on a daily basis during the potential internidal interval was 0.23 ± 0.08 kg • d^{-1} (range 0.13–0.35 kg • d^{-1}; $N = 9$). Dividing the difference between two consecutive postoviposition mass measurements by the internidal interval, we have a daily average net mass loss of 0.112 ± 0.1 kg • d^{-1}, (range −0.264 to 0.392 kg • d^{-1}; $N = 75$).

Theoretical Estimations.—The average mass change (loss) during two consecutive postovipositions is 0.112 kg • d^{-1}. Considering that mass loss is caused by fat consumption (energetic value 37.6 kJ • g^{-1}; Schmidt-Nielsen, 1983), the average estimated energy expenditure during the internidal interval is 4,213 kJ • d^{-1}. The caloric egg content of *E. imbricata* is around 4.2 kJ • g^{-1}. Our estimation for the total egg mass in a clutch is 4,147 g. Therefore, the total energy content of a clutch is 17,417.4 kJ, which translates into an average egg energy investment of 1,183 kJ • d^{-1}.

An assumption in our calculations is that the observed reduction in mass is caused by fat metabolism. However, many vertebrates com-

TABLE 2. Difference between postoviposition mass (net mass changes) for two to six consecutive ovipositions of the 36 nesting Hawksbill Turtles weighed more than once during the 2006–07 and 2007–08 nesting seasons, on the southeast coast of the state of Rio Grande do Norte, Brazil. Negative values indicate mass gain.

Nests between	Mean (kg)	SD (kg)	*N*	Range (kg)	%
Two consecutive	1.6	1.4	75	−3.7 to 5.1	2.0
First and third	3.4	1.8	21	−0.8 to 5.7	4.2

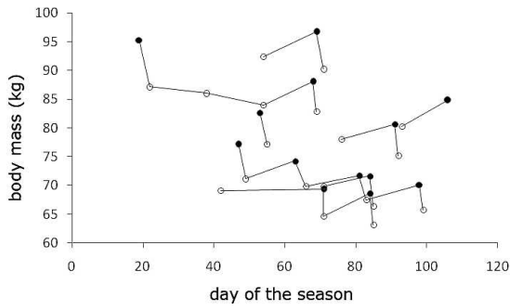


FIG. 4. Loss or recovery of body mass for eight nesting Hawksbill Turtles on the southeast coast of the state of Rio Grande do Norte, Brazil. The blank circles represent postoviposition mass, and the solid circles represent preoviposition mass. Each line joins mass measurements for the same individual. Gross mass change in kilograms (loss) is represented by the line joining preoviposition mass to the successive postoviposition mass. Mass gain (mass recovery) during the (potential) internidal interval is represented by the lines joining postoviposition mass to the successive preoviposition mass. The abrupt mass loss (gross mass change) is caused by oviposition, and the slow gain corresponds to rehydration in the internidal interval. Day 0 on the x-axis for the 2006–07 and 2007–08 nesting seasons was 10 December in both 2006 and 2007.

monly consume both fat and protein during fasting periods (Schmidt-Nielsen, 1983). The energy content of protein is 17 kJ • g^{-1}, and if all the mass loss of the turtle was caused by protein metabolism, the metabolic rate would be 1,670 kJ • d^{-1}. Therefore, our fat based estimation of 4,213 kJ • d^{-1} should be considered an upper metabolic rate limit.

Metabolic rate was computed using the average mass m = 79.6 kg. The results are as follows: (1) BMR = 1,230 kJ • d^{-1} representing minimum energy requirement; (2) FMR = 4,480 kJ • d^{-1} representing maximum energy requirement; (3) average between BMR and FMR = 2,870 kJ • d^{-1} representing mean energy requirement.

DISCUSSION

Few studies have evaluated the change in body mass of sea turtles during the nesting season. Because there is a significant difference between preoviposition and postoviposition mass, and given the tendency to lose mass after successive layings, it is imperative that the calculation of the average mass of the population take into account the reproductive stage in which the turtle was found. The average mass (pre- and postovipositions) of the nesting higher than that reported from other regions (e.g., 26.6 g; Miller, 1996).

The preoviposition mass was determined for this species in the Seychelles Islands (Hitchins et al., 2004) by adding egg mass to postoviposition mass, whereas our figure was obtained by weighing the gravid female when possible or by adding 6.9%, which represents the average change in gross mass, to the postoviposition mass. Thus, our measurements take into account the loss of liquid and nutritional reserves associated to the nesting process, raising the accuracy to register mass changes.

We estimate that a reproductive Hawksbill Turtle that lays three to five clutches within a season usually will lose 11.1–15.1% of its initial preoviposition mass. Hitchins et al. (2004) argued that a nesting Hawksbill Turtle can lose 8.5–15.4% of its initial preoviposition mass after laying three to five times, but Dobbs et al. (1999) did not find significant mass loss for Hawksbill females that nested from three to five times within the same season. The Leatherback maintains practically the same mass after consecutive ovipositions within a season, suggesting that they feed during this period (Eckert et al., 1989; see also Myers and Hays, 2006). Hays et al. (2002) estimated the average rate of mass loss in Green Turtles on Ascension Island after successive postoviposition to be 0.22 kg • d^{-1} and, after analyzing the stomach contents of four individuals found dead, presumed that they did not feed during the nesting season. Our result for average internesting mass loss of a Hawksbill Turtle was 0.112 kg • d^{-1}. This difference between species appears to be inconsistent with allometric theory, which suggests smaller organisms have higher energetic consumption per mass than larger ones (Schmidt-Nielsen, 1984): the average mass for Green Turtles on Ascension Island is 166 kg (Hays et al., 2002), whereas we found the average mass of Hawksbill Turtles in Brazil was 79.6 kg. This difference may reflect variation in feeding behavior of marine turtle species or populations during the internesting period. For Green Turtles nesting at Ascension, no evidence of foraging of animals between nests was found (Carr et al., 1974; Hays et al., 2000). At Raine Island in Australia, however, between 30% and 50% of nesting female Green Turtles examined showed signs of recent feeding (Tucker and Read, 2001). Whether nesting Hawksbill Turtles in Brazil are foraging during the internesting period is currently unknown, as is nearby food availability.

Assuming that there was no mass recovery

(2004) estimated that *E. imbricata* would lose more than 36% of its initial mass, although they do not provide figures for the recovery. Taking into account our estimate of 1,183 kJ • d^{-1} required for clutch production during the internesting interval of our study population, we calculated the overall energy expenditures based on our theoretical minimum, maximum, and mean estimated energy requirements. For a Hawksbill turtle that weighs 79.6 kg, the estimated overall energy required for reproduction ranged from 2,413 kJ • d^{-1} (minimum), 5,663 kJ • d^{-1} (maximum), and 4,053 kJ • d^{-1} (average). The minimum value likely underestimates the energy cost because it does not take into account the energy expended while the nesting turtles ascend the beach or dig their nests. The maximum value assumes that fasting during the nesting period is not occurring; although it is possible, it is not consistent with broadly accepted assumptions of little to no food intake during the nesting period (Eckert et al., 1989; Reina et al., 2005; Myers and Hays, 2006; Houghton et al., 2008). Interestingly, the average value is similar to the estimated energy consumption required during the internesting interval (4,213 kJ • d^{-1}). Assuming the average value is correct, this would suggest that no significant extra energy intake takes place during the oviposition period but rather that mass recovery is caused by rehydration alone.

Acknowledgments.—This study was supported by the Pipa Ecological Sanctuary, Projeto Tamar, a Brazilian Ministry of the Environment conservation program, affiliated with ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), which is comanaged by Fundação Pró-Tamar and officially sponsored by Petrobras and Programa de Estudos e Pesquisas em Preservação Ambiental nas Áreas Marítimo Terrestre da Bacia Potiguar. Also, we would like to thank the reviewers G. Hays and A. Myers, who much improved the manuscript, as well as the following for their help: D. Hassett, V. Andrade, P. Barata, R. Feitosa, A. Grossman, D. Wrobel, S. Bouchard, K. Bjorndal, M. Godfrey, K. Kurkjian, K. Moura, R. Herculano, R. Azevedo, P. Medeiros, and all field volunteers, especially D. Vieira. Also, the authors gratefully acknowledge the financial support of Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), Brazil. The Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA) gave permission to conduct our work.

In F. Krupp, A. Abusinada, and I. Nader (eds.), A Marine Wildlife Sanctuary for the Arabian Gulf Environmental Research and Conservation Following the 1991 Gulf War Oil Spill, pp. 351–359. National Commission for Wildlife Conservation and Development, Riyadh, Saudi Arabia, and Senckenbergische Naturforschende Gesellschaft, Frankfurt, Germany.

Al-Merghani, M., J. D. Miller, N. Pilcher, and A. Al-Mansi. 2000. The Green and Hawksbill marine turtles in the Kingdom of Saudi Arabia: synopsis of nesting studies 1986–1997. Fauna of Arabia 18:369–384.

Beggs, J. A., J. A. Horrocks, and B. H. Krueger. 2007. Increase in Hawksbill Sea Turtle *E. imbricata* nesting in Barbados, West Indies. Endangered Species Research 3:159–168.

Bjorndal, K. A. 1995. The consequences of herbivory for the life history pattern of the Caribbean Green Turtle, *Chelonia mydas*. *In* K. A. Bjorndal (ed.), Biology and Conservation of Sea Turtles, pp. 111–116, rev. ed. Smithsonian Institution Press, Washington, DC.

Bouchard, S. S., and K. A. Bjorndal. 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. Ecology 81:2305–2313.

Broderick, A. C., B. J. Godley, and G. C. Hays. 2001. Trophic status drives interanual variability in nesting numbers of marine turtles. Proceedings of the Royal Society of London Series B Biological Sciences 268:1481–1587.

Carr, A., P. Ross, and S. Carr. 1974. Internesting behavior of the Green Turtle, *Chelonia mydas*, at a mid-ocean island breeding ground. Copeia 1974:703–706.

Chan, E. H., and H. C. Liew. 1999. Hawksbill Turtles, *Eretmochelys imbricata* nesting on Redang Island, Malaysia, from 1993–1997. Chelonian Conservation and Biology 3:326–329.

Dobbs, K. A., J. D. Miller, C. J. Limpus, and A. M. Landry Jr. 1999. Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, nesting at Milman Island, Northern Great Barrier Reef, Australia. Chelonian Conservation and Biology 3:344–361.

Eckert, S. A., K. L. Eckert, P. E. Ponganis, and G. L. Kooyman. 1989. Diving and foraging behaviour of Leatherback Sea Turtles (*Dermochelys coriacea*). Canadian Journal of Zoology 67:2834–2840.

Hamann, M., C. J. Limpus, and J. M. Whittier. 2002. Patterns of lipid storage and mobilisation in the female Green Sea Turtle (*Chelonia mydas*). Journal of Comparative Physiology B 172:485–493.

Hatase, H., and K. Tsukamoto. 2008. Smaller longer, larger shorter: energy budget calculations explain intrapopulation variation in remigration intervals for Loggerhead Sea Turtles (*Caretta caretta*). Canadian Journal of Zoology 86:595–600.

Hays, G. C. 2000. The implications of variable remigration intervals for assessment of population size on marine turtles. Journal of Theoretical Biology 206:221–227.

Hays, G. C., C. R. Adams, A. C. Broderick, B. J. Godley, D. J. Lucas, J. D. Metcalfe, and A. A. Prior. 2000.

Green Turtles (*Chelonia mydas*) at Ascencion Island. Canadian Journal of Zoology 80:1299–1302.

Hitchins, P. M., O. Bourquin, S. Hitchins, and S. E. Piper. 2004. Biometric data on Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting at Cousine Island, Seychelles. Journal of Zoology 264:383–89.

Houghton, J. D. R., A. Cedras, A. E. Myers, N. Liebsch, J. D. Metcalfe, J. A. Mortimer, and G. C. Hays. 2008. Measuring the state of consciousness in a free-living diving sea turtle. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 356:115–120.

Kwan, D. 1994. Fat reserves and reproduction in the Green Turtle, *Chelonia mydas*. Wildlife Research 21:257–265.

Limpus, C. J., J. D. Miller, V. Baker, and E. McLachlan. 1983. The Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata* (L.) in north-eastern Australia: the Campbell Island Rookery. Australian Wildlife Research 10:185–197.

Loop, K. A., J. D. Miller, and C. J. Limpus. 1995. Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting on Milman Island, Great Barrier Reef, Australia. Wildlife Research 22:241–252.

Marcovaldi, M. A., and G. G. Marcovaldi. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and strutucture of Projeto-Tamar Ibama. Biological Conservation 91:35–41.

McKeown, A. 1977. Marine Turtles of Solomon Islands. Ministry of Natural Resources, Fisheries Division, Honiara, Solomon Islands.

Miller, J. D. 1989. Marine Turtles. Vol. I. An Assessment of the Conservation Status of Marine Turtles in the Kingdom of Saudi Arabia. Metereological and Enviromental Protection Administration Coastal and Marine Management Series, Technical Report 9.

———. 1996. Reproduction in sea turtles. *In* P. L. Lutz and J. A. Musick (eds.), The Biology of Sea Turtles, pp. 51–81. CRC Press, Boca Raton, FL.

Mortimer, J. A., and R. Bresson. 1999. Temporal distribution and periodicity in Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971–1997. Chelonian Conservation and Biology 3:318–325.

Myers, A. E., and G. C. Hays. 2006. Do Leatherback Turtles *Dermochelys coriacea* forage during the breeding season? A combination of data-logging devices provide new insights. Marine Ecology Progress Series 322:259–267.

Nagy, K. A. 2005. Field metabolic rate and body size. Journal of Experimental Biology 208:1621–1625.

Pilcher, N. 1999. The Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Arabian Gulf. Chelonian Conservation and Biology 3:312–317.

Pilcher, N. J., and L. Ali. 1999. Reproductive biology of the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in Sabah Malaysia. Chelonian Conservation and Biology 3:330–336.

Reina, R. D., K. J. Abernathy, G. J. Marshall, and J. R. Spotila. 2005. Respiratory frequency, dive behavior and social interactions of Leatherback Turtles, *Dermochelys coriacea* during the internesting interval. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 316:1–6.

Richardson, J. I., D. B. Hall, P. A. Mason, K. M. Andrews, R. Bjorkland, Y. Cai, and R. Bell. 2006. Eighteen years of saturation tagging data reveal a significant increase in nesting Hawksbill Sea Turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Long Island, Antigua. Animal Conservation 9:302–307.

Schmidt-Nielsen, K. 1983. Animal Physiology: Adaptation and Environment. 3rd ed. Cambridge University Press, Cambridge.

———. 1984. Scaling—Why Is Animal Size So Important? Cambridge University Press, Cambridge.

Starbird, C. H., Z. Hillis-Starr, J. T. Harvey, and S. A. Eckert. 1999. Interneting movements and behaviour of Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) around Buck Island Reef National Monument, St. Croix, U.S. Virgin Islands. Chelonian Conservation and Biology 3:237–243.

Troeng, S., P. H. Dutton, and D. Evans. 2005. Migration of Hawksbill Turtles *Eretmochelys imbricata* from Tortuguero, Costa Rica. Ecography 28:394–402.

Tucker, A. D., and M. A. Read. 2001. Frequency of foraging by gravid Green Turtles (*Chelonia mydas*) at Raine Island, Great Barrier Reef. Journal of Herpetology 35:500–503.

Wallace, B. P., and T. T. Jones. 2008. What makes a marine turtle go: a review of metabolic rates and their consequences. Journal of Experimental Biology and Ecology 356:8–24.

Witzell, W. N. 1983. Synopsis if biological data on the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries Synopsis, Rome, Italy.

Accepted: 3 December 2009.

Vol. 89: 87–95, 2010
doi: 10.3354/dao02178

DISEASES OF AQUATIC ORGANISMS
Dis Aquat Org

Published February 24

Relationship between fibropapillomatosis and environmental quality: a case study with *Chelonia mydas* off Brazil

Robson Guimarães dos Santos[1,*], Agnaldo Silva Martins[1], Evelise Torezani[2], Cecília Baptistotte[2], Julyana da Nóbrega Farias[3], Paulo Antunes Horta[3], Thierry M. Work[4], George H. Balazs[5]

[1]Departamento de Oceanografia e Ecologia, CCHN, Universidade Federal do Espírito Santo, 29075-910, Vitória, ES, Brasil

[2]Projeto TAMAR-ICMBio, Escritório Regional de Vitória, 29040-715, Vitória, ES, Brasil

[3]Departamento de Botânica, CCB, Universidade Federal de Santa Catarina, 88010-970, Florianópolis, SC, Brasil

[4]US Geological Survey, National Wildlife Health Center, Honolulu Field Station, PO Box 50167, Honolulu, Hawaii 96850, USA

[5]NOAA-National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Fisheries Science Center, 2570 Dole St., Honolulu, Hawaii 96822, USA

ABSTRACT: We documented the presence of fibropapillomatosis (FP), a debilitating tumor-forming disease, in marine turtles in Espírito Santo Bay (Brazil) from March 2007 to April 2008, and assessed the value of a specific environmental index for predicting the prevalence of FP. Turtles were captured monthly with entanglement nets and scored for presence and severity of FP. For the assessment of habitat quality, we used the ecological evaluation index (EEI) based on benthic macrophytes. The FP-free control area was classified as good quality (EEI = 8) and the study area, with high FP prevalence, was classified as bad quality (EEI = 2). Prevalence of FP in the study area was 58.3% with an average of 40 tumors per individual, and prevalence varied positively with curved carapace length (CCL). No FP was seen in the control area. The number of turtles heavily afflicted (tumor score category 3) was 10 times larger than those lightly affected (tumor score category 1). Most tumors were found on or near the front and rear flippers; no oral tumors or internal tumors were found. At recapture, 41% of formerly tumor-free turtles revealed FP, often increasing in severity with time, and very few turtles showed signs of disease regression. From the results of this study we concluded that FP is particularly severe in Espírito Santo Bay. Future studies should focus on evaluating how widespread FP is in Brazil, whether prevalence is increasing or decreasing, and elucidating the pathology and pathogenesis of FP in sea turtles in Brazil.

KEY WORDS: Fibropapillomatosis · Environmental quality · *Chelonia mydas* · Green turtle · Ecological index · Brazil

Resale or republication not permitted without written consent of the publisher

INTRODUCTION

The knowledge of the health status of populations is considered an imperative to the development of conservation programs (Deem et al. 2001). The development of coastal regions is exerting increasing adverse impact on coastal ecosystems, sometimes leading to the exclusion or extinction of species (Daszak et al. 2000, Worm et al. 2006). Among the marine animals that make use of coastal areas are herbivorous green turtles *Chelonia mydas*, which are considered an endangered species by the International Union for

*Email: robsongsantos@gmail.com

© Inter-Research 2010 · www.int-res.com

Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) (Seminoff 2004). In addition to anthropogenic threats, diseases such as fibropapillomatosis (FP) may pose additional threats to *Chelonia mydas* (Herbst 1994, Aguirre et al. 1998).

FP is a debilitating disease affecting marine turtles that can impair foraging and internal organ function; it is characterized by the development of tumors on the eyes, oral cavity, skin, carapace, plastron or internal organs (Balazs 1991, Jacobson et al. 1991, Herbst 1994, Aguirre et al. 2002, Work et al. 2004, Foley et al. 2005). The disease mainly affects green turtles (Herbst 1994, Aguirre et al. 1998, 2002), but it has also been documented in other species (George 1997). FP is associated with a herpesvirus (Herbst 1994, Quackenbush et al. 1998), but the role of this agent in causing disease has not been clarified, and it appears other, as yet unidentified, factors probably play a role. It is known that turtles afflicted with FP have higher parasite loads (Work et al. 2005), are immunosuppressed (Work et al. 2001) and bacteraemic (Work et al. 2003).

Considerable geographical variation in the prevalence of FP exists (0 to 92%), and substantial differences may be found even between relatively close areas (Ehrhart 1991, Herbst 1994, Hirama & Ehrhart 2007). In addition to geographic variation, there is also variation in severity and nature of the disease as determined by size, location, and quantity of tumors (Adnyana et al. 1997, Work & Balazs 1999, Hirama & Ehrhart 2007). For example, tumors are present in the oral cavity of Hawaiian green turtles but are rare in the oral cavity of Florida green turtles (Aguirre et al. 2002). Despite the suspicion that geographic area and habitat quality may play a role in the presence of FP (Herbst 1994, Herbst & Klein 1995) and explain the association of the disease with inshore areas and pollution (Foley et al. 2005, Hirama & Ehrhart 2007), there are to date no studies to objectively quantify this association. However, various indices for quantifying environmental quality exist for marine ecosystems (Orfanidis et al. 2001, 2003), and applying these in relation to the prevalence of FP may shed light on the relationship between environmental parameters and FP disease in marine turtles.

This work was conducted in a degraded feeding area of *Chelonia mydas* in Espírito Santo, Brazil: the state where FP was first documented in the country in 1986, and where it has been endemic since (Baptistotte et al. 2001). The objectives of this study were to: (1) assess the prevalence and severity of FP in benthic green turtles in Espírito Santo Bay, Brazil and (2) evaluate the association of a specific environmental index using presence/absence of macroalgae (Orfanidis et al. 2001, 2003) with the prevalence of FP.

MATERIALS AND METHODS

Study site. Our FP-endemic area in the bay of Espírito Santo is an area of dense urbanization, traffic with a major port producing significant commercial activity along the southeastern coast of Brazil. The bay receives runoff from domestic residences as well as light and heavy industry. The study site was a green turtle feeding area located between Frade Island and the mainland (Fig. 1), having a depth of 1 to 3 m and a temperature of 22 to 26°C.

We chose Fernando de Noronha archipelago for our control area, a pristine feeding area for *Chelonia mydas* (Bellini 1996) that presents a seaweed community composition potentially similar to that in Espírito Santo Bay (Horta et al. 2001). The archipelago is located 344 km from the northeast Brazilian coastline, and turtles there have been monitored by the TAMAR/ICMBio project since 1987 through a program of capture-mark-recapture (Bellini 1996). The control area is located more than 2000 km from the FP-endemic area; no movement of green turtles between these 2 areas has been recorded.

Environmental quality evaluation. For assessment of environmental quality, we used the ecological evaluation index (EEI: Orfanidis et al. 2001, 2003). The EEI uses abundance of marine benthic macrophyte (seagrass and seaweed) species to estimate the ecological status of an area by placing them into 2 ecological state groups (ESG): ESG I includes algae with a thick or calcareous thallus, low growth rates and long life cycles (late successionals); ESG II includes algae with sheet-like and filamentous morphology, with high growth rates and short life cycles (opportunistic). Using the abundance (%) of species in each ESG, an ecological status class (ESC) is generated (Table 1) representing the environmental quality, ranging from 'bad' (EEI = 2) to 'high' (EEI = 10) (Orfanidis et al. 2001, 2003).

Table 1. Estimation of ecological evaluation index (EEI) and the equivalent ecological status class (ESC) from the abundance of ecological state groups (ESGs). Modified from Orfanidis et al. (2003)

Mean coverage of ESG I (%)	Mean coverage of ESG II (%)	ESC	EEI
0–30	0–30	Moderate	6
	>30–60	Low	4
	>60	Bad	2
>30–60	0–30	Good	8
	>30–60	Moderate	6
	>60	Low	4
>60	0–30	High	10
	>30–60	Good	8
	>60	Moderate	6

The EEI for both FP-endemic and control areas was calculated by estimating the abundance (%) of ESG I and ESG II groups of algae in 2007–2008. Algae were quantified by counting species in 20 and 40 haphazardly placed quadrats in the control and FP-endemic areas, respectively. The number of quadrats was based on preliminary sampling analyses and community heterogeneity estimates as per Murray et al. (2002). A Shannon-Wiener diversity index was calculated according to Magurran (1991).

Turtle capture and measurements. Two entanglement nets (450 m × 10 m; mesh size = 10 cm) were placed together end to end, forming a barrier. The nets were deployed once a month for 4 h from March 2007 to April 2008 (except in January and February 2008, when capture was not possible due to logistical problems). The nets were constantly monitored; all of the captured turtles were removed and taken to the beach for processing. The curved carapace length (CCL; ±0.1 cm) was measured with flexible plastic metric tape, and individuals were marked on their 2 anterior flippers with Inconel alloy tags (Style 681C, National Band and Tag Co.), following standard methodology adopted by Project TAMAR/ICMBio. Care was taken in the handling of turtles so that neither FP-affected individuals, nor the material used on these animals, came into contact with non-affected individuals. Before being released, all animals were weighed (±0.1 kg). Individuals with CCL >101 cm were considered sexually mature based on the smallest registered size for nesting females in the largest, and closest, nesting area for this species in Brazil (Moreira et al. 1995). The CCL was converted to straight carapace length (SCL) using the equation described in Bjorndal & Bolten (1989); body condition index (BCI = body mass/SCL^3) was calculated as described by Bjorndal et al. (2000).

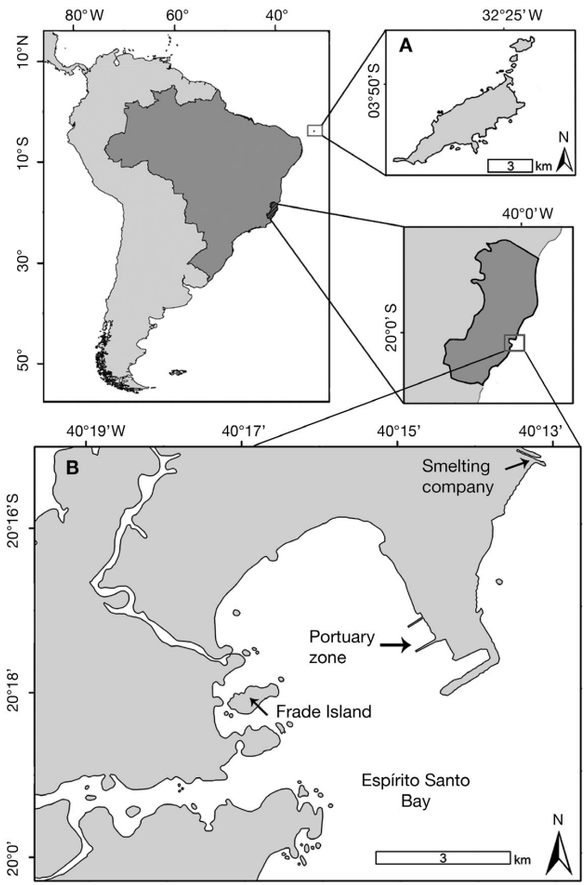


Fig. 1. (A) Control area, Fernando de Noronha Archipelago. (B) Fibropapillomatosis-endemic study area, between Frade Island and the mainland, located in Espírito Santo Bay, east coast of Brazil, southwestern Atlantic

Evaluation of fibropapillomatosis manifestation. All captured turtles were examined for presence of external or oral cavity tumors, and we recorded the number, location and size of tumors for each turtle. The tumors were classified into 4 size categories according to largest diameter: (A) <1 cm, (B) 1–4 cm, (C) >4–10 cm and (D) >10 cm (Work & Balazs 1999). Using the number of tumors and tumor size category, turtles were assigned a subjective index of FP severity (FP score or FPS); this ranged from FPS-0 (tumor-free) to FPS-3 (heavily tumored: Balazs 1991, Work & Balazs 1999). Though the FPS is subjective, it is considered a reliable index of physiological effects of FP (Work & Balazs 1999, Aguirre & Balazs 2000, Work et al. 2001, 2003, 2004) and may be linked with adverse effects on turtle growth (Chaloupka & Balazs 2005). To evaluate the tumor distribution throughout the body, each turtle was divided in 5 regions see (see Fig. 5). Dead turtles found stranded in the FP-endemic area were necropsied in the laboratory to document the presence of internal tumors.

Statistical analysis. The average difference between CCL and BCI in turtles with and without FP, and the BCI of individuals

with and without eye tumors, was evaluated with the Mann Whitney-*U* test. The average difference between CCL and BCI among FP severity scores (FPS) was evaluated with the Kruskal-Wallis test, followed by a Dunn post-hoc test for multiple comparisons. All data were analyzed using Statistic 6.0 (JMP).

Multi-dimensional scaling (MDS) analyses (Kruskal & Wish 1978) were employed to illustrate the pattern of FP severity score (FPS) distribution in captured individuals. The Bray-Curtis similarity matrix was generated from the number of tumors in each tumor size class (A to D), for each individual; verification of the differences between FPS was conducted through analysis of similarity (ANOSIM: Clarke 1993). These non-parametric analyses were calculated using the software Primer 5.0 (Primer E).

RESULTS

Environmental quality evaluation

Within the control area, the abundance (%) of ESG I species was 67.4% and the abundance of ESG II species was 32.6%, generating an EEI = 8 and thereby classifying this area as of good quality. In contrast, within the area endemic for FP, all seaweed species found in the impacted site belonged to ESG II: opportunistic algae with fast growth and short life cycles (Orfanidis et al. 2003). Based on the 100% abundance of ESG II species, the FP site was of bad quality with an EEI of 2 (Table 2).

The Shannon-Wiener diversity index was calculated to be 0.04 in the FP-endemic area, and 0.99 in the control area.

Table 2. Abundance (%) and ecological state group (ESG) of algae species from control area and fibropapillomatosis-endemic (FP-endemic) area; ESG I = late successional species; ESG II = opportunistic species

Algae species	Abundance (%)	ESG
Control area		
Coralline algae	34.0	I
Halimeda discoidea	0.4	I
Padina gymnospora	14.0	I
Sargassum hystrix	19.0	I
Dictyota spp.	32.6	II
FP-endemic area		
Acanthophora spicifera	1.2	II
Caulerpa mexicana	89.8	II
Ulva spp.	4.2	II
Dictyopteris delicatula	4.8	II

Fibropapillomatosis prevalence and severity

In the control area, 501 green turtles were captured and evaluated since 2000; the average CCL for these was 52.2 cm (range: 15.5 to 88.0 cm) and no FP was documented (Baptistotte 2007).

We made 211 captures comprising 163 turtles (multiple recaptures account for the discrepancy) within the FP-endemic area; the average CCL was 42.1 cm (SD: 6.2 cm; range: 29.2 to 71.2 cm) and the average weight was 9.6 kg (SD: 4.9 kg; range: 2.9 to 50 kg). All of the turtles were considered immature. Prevalence of FP was 58.3% (95% confidence interval: 50.3 to 65.9%), with the average tumor number of 40 (SD: 20; range: 2 to 91 tumors). Prevalence of FP increased with CCL, peaking at 45–50 cm and decreasing thereafter (Fig. 2). The average CCL of the individuals with FPS-2 and FPS-3 was significantly higher than non-afflicted turtles ($p = 0.0001$); however, we saw no significant difference in CCL between FPS-0 and FPS-1 turtles (Fig. 3). We saw no significant difference in body condition between the 4 tumor score categories.

Of the 87 turtles assigned a tumor score, 82 had tumor scores 2 or 3 (Table 3). With ANOSIM, a higher similarity between moderately (FPS-2) and heavily (FPS-3) afflicted individuals ($R = 0.541$; $p = 0.1\%$) was seen than between moderately and lightly afflicted (FPS-1) individuals ($R = 0.692$; $p = 0.1\%$: Fig. 4).

Distribution of tumors on turtles

Body distribution of tumors was analyzed for 87 turtles. The most affected region was the anterior, followed by the posterior, eyes and carapace/plastron. Distribution analysis of tumors on the body within each

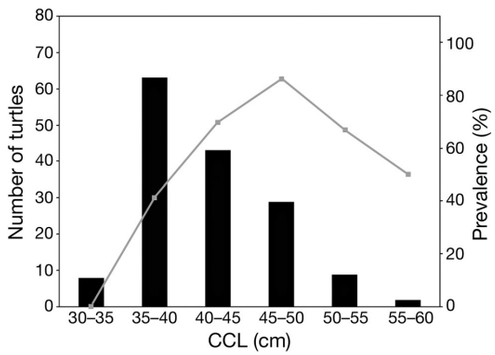
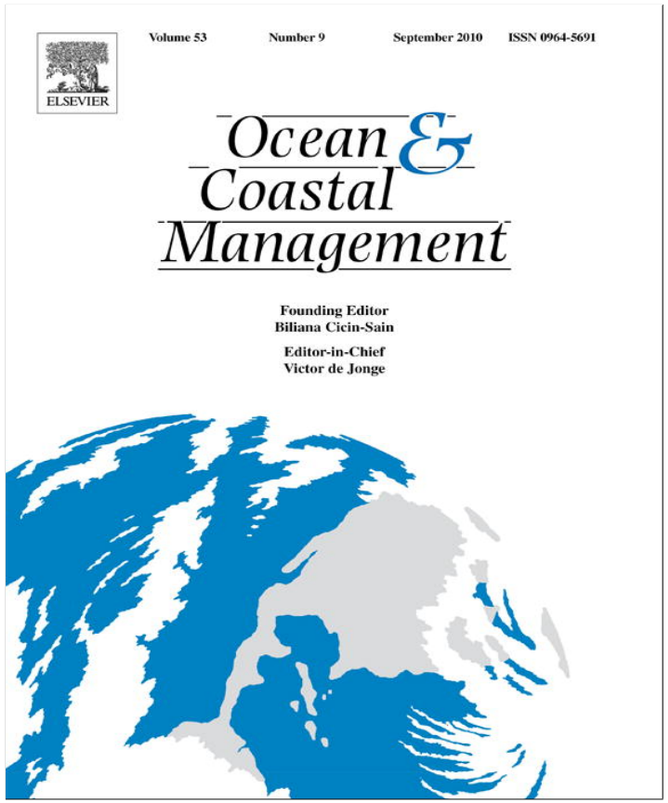


Fig. 2. *Chelonia mydas*. (Line) Prevalence variation of fibropapillomatosis in juveniles and (bars) number of turtles in each curved carapace length (CCL) size class (Espírito Santo Bay)

Provided for non-commercial research and education use.
Not for reproduction, distribution or commercial use.



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

http://www.elsevier.com/copyright

Author's personal copy

Ocean & Coastal Management 53 (2010) 570–576

Contents lists available at ScienceDirect

Ocean & Coastal Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/ocecoaman

Efforts to reduce sea turtle bycatch in the shrimp fishery in Northeastern Brazil through a co-management process

Augusto César Coelho Dias da Silva [a], Jaqueline Comin de Castilhos [b], Erik Allan Pinheiro dos Santos [a], Luciana Sonnewend Brondízio [c], Leandro Bugoni [d,*]

[a] Centro Nacional de Conservação, Pesquisa e Manejo das Tartarugas Marinhas, ReBio Santa Isabel s/n, 49190-000, Pirambu, SE, Brazil
[b] Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, Avenida Santos Dumont s/n, 2ª etapa da Orla de Atalaia, 49035-485, Aracaju, SE, Brazil
[c] Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, Rua Antonio Athanasio, 273, 11680-000, Ubatuba, SP, Brazil
[d] Instituto de Ciências Biológicas, Fundação Universidade Federal do Rio Grande - FURG, CP 474, CEP 96650-900, Rio Grande, RS, Brazil

ARTICLE INFO

Article history:
Available online 8 July 2010

ABSTRACT

The neritic waters of the state of Sergipe in Northeastern Brazil is adjacent to the main nesting area of the olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) in the Western Atlantic Ocean and an important area for shrimp trawl fishery. To address the problem of incidental mortality of sea turtles captured during trawling and reduce the risk of overexploitation of shrimp stocks, Projeto TAMAR/ICMBio, a Brazilian sea turtle conservation program, has adopted two main strategies: (1) the implementation of a marine monitoring program and (2) active participation in local forums. This paper describes the conflicts among stakeholders, the arrangements and established mechanisms of negotiation aimed to protect sea turtles and shrimp grounds, and strategies to reduce conflicts between user groups. The analysis of this co-management process highlights the importance of stakeholder participation in resource management decision-making through a cooperative process, the role assumed by non-governmental organizations as mediators, and the factors that influence this system. The key factors and actions learnt from the current study include clear identification of the conflicts, identification of stakeholders – both local and external, and local leaders, encouragement of actors and leaders to participate, support and strengthening of local groups, legitimization of the discussion forums through involvement with government, formalization of decisions taken through legislation, and monitoring of the management efficacy.

© 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

The incidental capture of sea turtles in fisheries is one of the primary causes of sea turtle mortality globally and in Brazil, leading to reduction of their population and risks of local and global extinction of the species [1–7]. In addition to environmental damage to the threatened sea turtle species, incidental capture also negatively impacts local fisheries directly by reducing the productivity of target species, causing bait loss, or damaging fishing gear.

The development of mitigating measures through techniques that effectively reduce the capture and/or the mortality of sea turtles in fisheries has been the focus of several national and international efforts [4–6,8]. Furthermore, in fisheries management forums there is a current concern over the importance of active participation of stakeholders in the process of elaboration of regulations and guidelines regarding conservation and management of marine resources [9], as opposed to top–down legislation and enforcement [10,11].

In Brazil, the National Sea Turtle Conservation Program – Projeto TAMAR/ICMBio, a federal government initiative co-managed by Fundação Pro-TAMAR, has addressed the problem of incidental capture of sea turtles in fisheries since 1990 through a community-based conservation approach that includes 1) environmental education activities; 2) development of economic ecologically-sound alternatives; 3) and social inclusion [12–14]. Clearly, different fisheries in different areas cause distinctive impacts on sea turtles; therefore, different management strategies have been developed according to socioeconomic and environmental specificities and needs of each scenario [15].

The high level of mortality of adult breeding sea turtles has been causing increasing concern along the main olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) nesting beaches in the Southwestern Atlantic Ocean. The coasts of the state of Sergipe and the northern state of Bahia are the main nesting areas in Brazil with 2606 nests in

* Corresponding author. Tel./fax: +55 53 3233 6919.
E-mail addresses: cesar@tamar.org.br (A.C. Coelho Dias da Silva), jaqueline@tamar.org.br (J. Comin de Castilhos), erik@tamar.org.br (E.A. Pinheiro dos Santos), lu@tamar.org.br (L.S. Brondízio), lbugoni@yahoo.com.br (L. Bugoni).

0964-5691/$ – see front matter © 2010 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.ocecoaman.2010.06.016

Author's personal copy

the 2002/2003 nesting season [13,16]. The area is also important for shrimp trawling, mainly the seabob shrimp *Xiphopenaeus kroyeri* and the white shrimp *Litopenaeus schmitti* [17].

Since early 1990s there has been an increase in the number of shrimp trawlers in the area. In 1992, 55 boats operated in the area. This number increased to 158 in 2001 [17]. These boats operated close to the shoreline, increasing sea turtle mortality, which is currently the main threat to adult nesting females in the area [16]. Despite legislation that prohibits trawling within three nautical miles (3 nm) from the coast and federal legislation that requires shrimp trawlers to use Turtle Excluder Devices (TEDs), enforcement is ineffective and infringements frequent. Lack of effective enforcement is impacting local shrimp grounds and local ecosystem [17,18] in addition to conflicts among different fisher groups in a typical "legislative rich and enforcement poor" scenario.

In an effort to address the problem of sea turtle mortality in this area, the TAMAR in Sergipe has adopted two main resource management strategies. In 2000, TAMAR implemented a marine monitoring program, which consists of a range of educative actions at sea and inshore directed at shrimp fishers. TAMAR also had active participation in local forums to discuss and regulate shrimp fishery in the region. In this paper we describe the marine monitoring program implemented by TAMAR and the institutional process that has been motivated by its implementation. We also present the arrangements and negotiation mechanisms established to protect sea turtle, to foster sustainability of shrimp grounds and shrimp fishery profitability, and to reduce conflicts between user groups.

2. Methods

2.1. Study area

The coastline of Sergipe is 163 km long, bordering the states of Alagoas in the north (10°30′S; 36°23′W) and Bahia in the south (11°26′S; 37°19′W) (Fig. 1). The coast is characterized by exposed sandy beaches, water with limited visibility, and the absence of rocks. In addition to olive ridley sea turtles, loggerhead (*Caretta caretta*) and hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) sea turtles also nest on the beach in smaller numbers [16]. Moreover, juveniles of these species and the green turtle (*Chelonia mydas*) use the area for feeding and shelter [16].

Sea turtles nest mainly along 125 km of beach, monitored by three TAMAR stations: Ponta dos Mangues, Pirambu, and Abaís (Fig. 1). These stations routinely carry out conservation and awareness activities, manage sea turtle clutches, and conduct research. On the northern beach the station is located in the Santa Isabel Biological Reserve, which protects 2776 ha along 45 km of coastline where the bulk of sea turtle nests have been recorded.

The five estuaries along the Sergipe coast are important contributors to the productivity of the coastal region, as well as the formation of a rich shrimp bank adjacent to the beach. In this context, the core subject of this study is the overlap between sea turtle nesting grounds and trawling fishing, which tend to aggregate on the same coastal areas, adjacent to rich shrimp grounds explored by the trawling fishing fleet [16,19].

2.2. Marine monitoring program

The bycatch of sea turtles along the Sergipe coast led TAMAR to intensify efforts to reduce incidental mortality in fisheries. Thus, in addition to the protection of nesting beaches and sea turtle nests, TAMAR provides environmental education and includes the community in sea turtle conservation efforts since 1982. TAMAR also established a marine monitoring program in 2000, which was mostly based on educational campaigns at sea.

The marine monitoring program aims to record boats operating within 3 nm from the coast, warn fishers of the importance to respect such limits, and inform fishers on resuscitation techniques of drowned sea turtles [13]. Monitoring activities were performed during the three breeding seasons – 2000/01, 2001/02, and 2002/03 – from September to March.

The areas monitored at sea were classified as South and North areas:

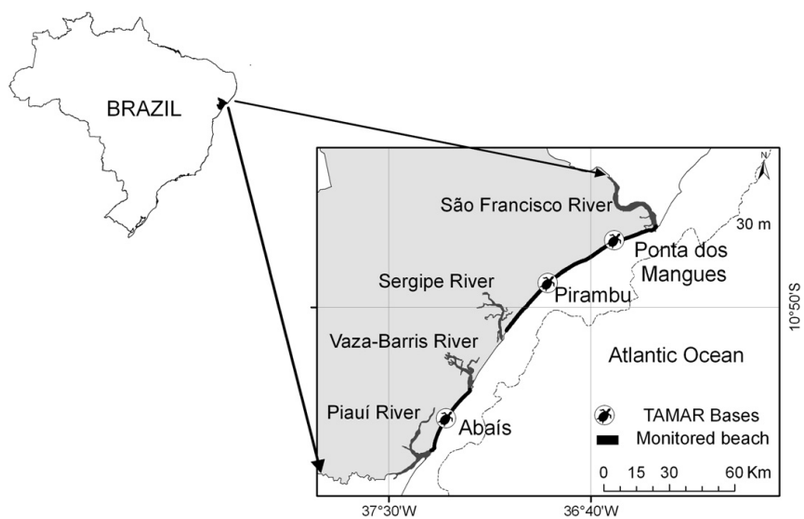


Fig. 1. Coastline of Sergipe State in Northeastern Brazil, with the beaches monitored for sea turtle stranding and nesting attempts indicated.

Author's personal copy

South Area – from 10°57′30″S to 11°38′00″S, extending 20 km from the Sergipe River to the Vaza-Barris River; 36 km from the Vaza-Barris River to the Real River; 40 km from the Real River to the Costa Azul locality in the state of Bahia. In all, an area of about 533 km^2 was monitored within the South Area.

North Area – from 10°31′55″S; 37°31′10″W to 10°48′25″S; 37°05′30″W, extending from the São Francisco River in the north, to 7 km south of the Santa Isabel Biological Reserve, an area of about 390 km^2.

2.3. Meeting with the local community to publicize the activities of the marine monitoring program

Throughout the year, meetings were held on shore with local fishers, skippers, representatives of fisher associations, as well as leaders of other *community-based* associations. These meetings publicized the theme of the campaign "*Nem tudo que cai na rede é peixe…*" ("Not everything that falls into the net is fish…") [14], discussed the overall goal of the program and shared findings gathered by the marine monitoring program. Moreover, participants were encouraged to report their experiences on establishing and development of fisheries in the area, management strategies adopted by government, and provide suggestions to the problems identified. Information obtained informally in these forums and meetings, as well as outcomes, are presented in the current study.

2.4. Sampling of stranded sea turtles

Recording of stranded sea turtles, dead or alive, is an activity carried out routinely by TAMAR teams as part of the monitoring of nesting beaches during the nesting seasons. The staff of TAMAR monitors these beaches on a daily basis, dead and live sea turtles are identified, their numbers recorded, and Curved Carapace Length (CCL) is measured. The aim is to create a record of the total number of dead turtles to identify a relationship or overlap with shrimp trawling fishery and sea turtle stranding. Because stranding data is a daily activity carried out routinely throughout all nesting seasons, the number of stranded sea turtles is comparable among nesting seasons.

Mann–Whitney tests, using the BioEstat software v. 5.0 [20], were used to compare CCL of nesting olive ridley sea turtles with CCL of stranded sea turtles. This test analyzed whether nesting females were similar in size to those found dead on the beach, apparently caused by adjacent fishing activities.

3. Results and discussion

3.1. Problems identified by stakeholders within the local context

The range of activities carried out in the context of the present study coupled with intense participation in local forums helped to identify three areas of concern 1) the interaction between shrimp trawling fisheries and sea turtles; 2) the reduction of shrimp stocks in Sergipe's fishing grounds; and 3) the conflict between fishers operating with trawl vessels and the spatial overlap with fishers using canoes.

3.1.1. Incidental capture of sea turtles by shrimp trawling fisheries

From 1994 to 1999 a total of 283 sea turtles were found stranded dead on the beaches of Sergipe's coast. Among turtles identified to species level ($n = 188$), 56.9% were olive ridley with CCL (average ± 1 Standard deviation) of 65.9 ± 5.7 cm (range 43.0–78.0 cm) and differed from the CCL of adult females nesting during the same years (Mann–Whitney $U = 537.0$, $p < 0.0001$) whose CCL was 73.2 ± 3.3 cm (range 64–79 cm). Despite significant differences between the sizes of sea turtles stranded and nesting, 75.0% of dead turtles were larger than the smallest CCL of nesting females (64 cm), indicating extensive overlap between sizes of nesting and stranded turtles. Some necropsied olive ridley turtles showed evidence of the formation of eggs, confirming them as nesting females.

Apart from the mortality of turtles on the beach, these findings indicated the extent of impacts on the adult olive ridley turtle population and arose a feeling among TAMAR staff that the efforts to protect nesting turtles on the beach were being negated. Such perception is also felt on a global level [21].

Sea turtle interactions with shrimp trawling fishery are the cause of their high mortality in other regions around the world, such as the Gulf of Mexico [4], in the United States [1], and in Australia [22]. Such deaths are a result of an overlap between shrimp trawling fleet and the distribution of sea turtles [23]. To reduce the level of interactions, the United States government adopted the compulsory use of TEDs as a mitigation measure since 1994 and demanded its use by countries that export shrimp to United States, including Brazil. Since 1994 TEDs are required by law in Brazil through the Federal Order ('*Portaria*') No. 36/94, issued by the Ministry of Environment. Subsequently it was complemented by the Order No. 5 (19 February 1997), establishing which vessels should comply with it. The Normative Rule No. 31 (13 December 2004), defines the specifications of TEDs in Brazil. Despite federal legislation, a large proportion of the Brazilian trawling fleet, including the one which operates along the Sergipe coast, are unable to implement this Normative Rule on TEDs because the use is not economically and operationally viable for these fisheries. Thus, it is evident that an alternative mitigation measure consistent with the local conditions is needed.

3.1.2. Reduction in shrimp captures/profitability

The Sergipe shrimp trawling fleet started its operations in 1979 from the Port of Pirambu on the Northern coast. At that time, shrimp stocks in the area were harvested by a fleet based at Pontal do Peba in the neighboring state of Alagoas. During these early stages of trawl fishing, high Capture per Unit of Effort (CPUE) led to expansion and modernization of the fleet based in Sergipe, which shifted from single rig trawlers to double rig trawlers [18,24].

Boats in the area are wooden boats, 8.5–15 m in length, operating with double outriggers towing one net each, and their trips last from 2 to 12 days [18]. The fishery targets seabob shrimp (75% of overall catches), white shrimp (20% of overall catches), and southern brown shrimp *Farfantepenaeus subtilis* (5% of overall catches). Shrimp accounts for 65% of overall income generated by the fishing industry and 48% of the 3851 metric tons of marine species harvested in the waters of Sergipe in 2001 [25].

The rapid increase in fishing effort led to a significant reduction in productivity and profitability culminating in the adoption of a management measure by the SUDEPE – Bureau for Fisheries Development (currently IBAMA – Institute for the Environment and Natural Renewable Resources) in 1986. The measure intended to limit the number of boats licensed for this fishery. In 1992 new licenses were issued, and the fleet strength rose again from 55 to 158 boats by 2001. In terms of productivity, in 1992 the CPUE was 26.0 kg/trawling hour, and in 1999, the last year for which data are available, the CPUE was 6.2 kg/trawling hour [17,25].

Reports from the Shrimp Studies Permanent Group (GPE)[1] suggested that the unplanned increase in fishing effort was the cause for the continued decline in CPUEs in shrimp landings, and

[1] The GPE is a group comprising scientists from universities and experts from IBAMA. The group is entrusted with carrying out technical studies intended for use as background for the adoption of procedures for the management of shrimp otter trawl fisheries.

Author's personal copy

consequently in profitability [26]. Although this conclusion was not based on a large volume of data, it is an indicator of the effects of uncontrolled fishing practices on shrimp stocks [27].

In addition to increases in fishing efforts, environmental changes in the shrimp trawling grounds resulted from the construction of large reservoirs along the São Francisco River, the largest river in Northeastern Brazil, whose mouth is located on the northern Sergipe border. This probably also had direct impact on the shrimp bank. During summer when rainfall recedes, the mud bank which is the shrimp habitat during its benthic phase shrinks. Such situation, and with limited enforcement from authorities, compelled fishers to operate illegally closer to the coast within the zone where trawling is prohibited, which according to the Federal Order ('*Portaria*') No. 62/83 is limited to 3 nm from the shoreline [18,26].

The factors mentioned above accentuated two other problems: the first, described in item 3.1.1, was the increase in the incidental capture of nesting sea turtles; and the second, described in detail in item 3.1.3: the conflict between trawling fishers and gill net fishers operating with canoes in the 3 nm zone.

In the state of Sergipe alone, the shrimp fishery network is comprised of 1500 families, 40% of whom are directly engaged in shrimp capture, and the remaining are part of the shrimp industry chain: processing, transport, commercialization, and infrastructure [18]. As stated earlier, the reduction in shrimp profitability is not only an environmental issue, but also a challenge of social and political dimensions.

3.1.3. Conflicts between fishers

Fishing along the Sergipe coast is carried out by groups of fishers falling into two categories: estuarine–coastal fishing and offshore fishing. Estuarine and coastal fishers operated mainly with paddled or sail canoes in waters up to 15 m depth and usually within 3 nm from the coast, and use small gill nets, cast nets, and hook-and-line as their main fishing gears. According to IBAMA [17], in 2001, this group operated about 1209 boats, accounting for 79.2% of the whole licensed fleet by number of boats in the state of Sergipe.

In 2001, the offshore or maritime fishery fleets consisted mostly of engine-propelled vessels and numbered 166 vessels, of which 158 were engaged in shrimp fishing. Among shrimp fishing vessels, 116 were registered in the state of Sergipe, and the remaining vessels were licensed in the neighboring states of Alagoas and Bahia, but operated in Sergipe waters.

Unlicensed vessels also operated illegally in the area [24]. The Brazilian federal government grants fishing licenses and fishers are allowed to fish at sea with no restrictions confining them to a particular state or area. Thus, when valuable fishing resources are present close to the coast, as is the case of shrimp off the coast of Sergipe, conflicts with local fishers often arise. A difficulty facing coastal fishermen managing shrimp stocks is their inability to exclude outsider fishers operating medium-sized industrial vessels near the coast, a common occurrence in other maritime fisheries in Brazil [28].

In the context of fisheries in the study area, two conflicts among fishermen emerge. The first is the difficulty of small-scale fishers operating with canoes to coexist with those of the maritime trawling fishery fleet. Fishers using canoes complain of losses and damages to fishing gear, which are struck by boats trawling within the 3 nm zone. This area is close to shore and is intensively used by coastal fishers to deploy gill nets, frequently crossing the route of trawlers. The second problem is the competition between fishers based in Sergipe and those from the states of Alagoas and Bahia for access to shrimp fishing grounds. Licenses for shrimp trawling are granted for operation in the North and Northeastern Brazilian Operation Zones, allowing vessels from other states to operate in Sergipe. In fact, southern Alagoas, Sergipe, and northern Bahia comprise a single region called the "São Francisco mud bank", where shrimp grow and are targeted by the trawling fisheries.

Conflicts such as those described above are frequent when involving shared fishing resources and are classified by Ostrom et al. [29] as "common property resources" or "common-pool resources". They possess two basic characteristics 1) the difficulty to exclude or limit other users (non-excludability principle); and 2) the ability of a user to subtract from the welfare of another since the consumption of a unit of the resource makes the unit unavailable to other users (subtractability principle). With these two categories, factors such as the mobility of the resource make the management process fairly complex.

3.2. Outcomes and lessons learned

By March 2003 there were three planning measures in the region for shrimp fisheries, which, in theory, could minimize the incidental mortality of sea turtles. One was the Federal Order No. 62/1983, prohibiting shrimp trawling vessels from operating within the 3 nm zone from the Sergipe coast [30]. The second was the closure of the shrimp season from 1 May to 19 June each year, established by Federal Order No. 32 (13 March 2002) [31]. Lastly, Federal Order No. 5 (19 February 1997), which made the use of TED compulsory for Brazilian trawling fisheries.

Nonetheless, such measures did not contribute to the reduction of sea turtle mortality; with the fall in productivity, vessels started to operate closer to shore mainly during summer months, coinciding with the sea turtle nesting season peak. The shrimp season closure did not coincide with the sea turtle nesting season, which is from September to March, and the compulsory use of TEDs was ignored by fishermen due to lack of awareness and enforcement by the authorities.

The marine monitoring program established and carried out by TAMAR conducted 164 trips at sea from 2000 to 2003. From September 2000 to March 2001, 74 trips at sea were carried out mainly in the North Area, which was prioritized. Beach stranding teams working during the same period recorded a reduction in the number of sea turtles dead on the beach ($n = 19$ in 1999/2000; $n = 12$ in 2000/2001). However, in the South Area the number of stranded turtles rose from 14 in 1999/2000 to 30 in 2000/2001, suggesting that vessels previously operating at the North Area had transferred their activities to the South Area. Thus, instead of resolving the sea turtle bycatch problem, there was a spatial shift from the northern to the southern area.

During the second season, from September 2001 to March 2002, the marine monitoring program was extended to the South Area despite a reduction in the number of trips at sea (37) and the number of boats used for the program from three to two. Additionally, some surveillance operations were carried out by IBAMA to restrict fishing within the 3 nm zone, but the number of stranded sea turtles was greater than in the previous season, rising from 42 in 2000/2001 to 57 in 2001/2002.

Marine monitoring program activities were extended from six to nine months during the third season; from September 2002 to May 2003 a total of 55 trips at sea were carried out. The total number of stranded sea turtles in Sergipe was smaller than in the previous season, 57 in 2001/2002 and 42 in 2002/2003. This change suggests that the adjustment of procedures along the years led to a reduction in the number of turtles found dead.

Of the total 141 stranded sea turtles found dead in the three seasons mentioned, 106 were identified at the species level, of which 70.8% ($n = 75$) were olive ridleys. As in the period before the monitoring of the fishing fleet, CCL differed between the stranded and nesting olive ridleys ($U = 1997.0$ $p < 0.0001$; CCL of stranded

Author's personal copy

turtles 67.5 ± 6.2 cm, range 28.0–77.0 cm; CCL of nesting females 72.1 ± 3.1 cm, range 62.5–83.0 cm). Similarly, a large overlap in the sizes of the stranded and nesting olive ridleys was detected, with 87.2% of the stranded turtles over the minimum CCL of nesting females. Again, results suggest that shrimp trawling affected mainly adult nesting turtles, with some immatures also affected. In spite of the differences in the efforts during the three seasons in which the marine monitoring program operated, which preclude comparison of numbers of sea turtles dead, the incidental mortality of olive ridley sea turtles persisted, with a non-negligible number of individuals found dead on the beaches and fishing affecting a similar proportion of the population, mainly adults.

The factors that could influence the number of sea turtles stranded, alive or dead, on or near the nesting beaches, ranged from natural variations in number of adults approaching the coast for mating and laying to variations in fishing effort. The major objective of the marine monitoring program was to enlighten fishermen on permitted fishing practices and areas. However, it could be noted that modifications in procedures, particularly the number of trips carried out by the program, could account for the number of stranded turtles on nesting beaches. Actions at sea and simultaneous stranding records suggest that the problem of incidental mortality of sea turtles persisted despite a reduction in the number of stranded turtles over the years, or in areas adjacent to intense activities of the program. Furthermore, other factors that should be taken into account are the range of actions of the monitoring program, the surveillance operations of IBAMA, and the absence of income alternatives to fishermen who continued their activities despite the risks arising from infringement of the law and overexploitation of fishing resources.

The degree of user dependence on available resources for survival is a key factor in evolving management strategies for wildlife conservation. There is a substantial dependence on the shrimp bank in Sergipe, which accounts for a large proportion of fishing products of the state and whose exploitation benefits a large number of people [18].

However, if a crisis can increase risks for conservation and management, it can also provide opportunities to alter the overexploitation scenario [32]. In such a situation, co-management is presented as an opportunity to solve problems and not because it is "nice to do" [33]. The direct dependence of users on the resources and their motivation to preserve these resources generates among the several stakeholders a propitious environment to initiate the cooperative process. This impression was gathered during the meetings where the stakeholders from local communities participated.

As with the actions at sea, the meetings held helped mobilize a multitude of representatives of local communities such as skippers, fishermen, the Pirambu Communitarian Development Council (CONDEPI), fishermen associations, governmental agencies such as IBAMA and its Northeastern Center for Fishery Research (CEPENE), the Rural Federal University of Pernambuco (UFRPE), and state and local agriculture and fishery agencies. Apart from information shared through the marine monitoring program, such meetings evoked discussions on fishing policies in the state, the need for fishery production research, and the difficulties faced in complying with the Federal Order prohibiting trawling within the 3 nm zone.

The meetings clarified the need for reassuring fishermen that the objective of monitoring activities was to preserve sea turtles, as well as to maintain the productivity of the shrimp fishing grounds. This assessment was reinforced by a few of the surveillance operations of IBAMA, which resulted in the arrest of vessels and seizure of shrimp caught. Although a negative reaction ensued in the community towards TAMAR, these coercive measures resulted in a reduction of vessels operating within the 3 nm, but only in the short-term. Therefore, IBAMA promoted a workshop on the biology of shrimp aimed at promoting awareness among fishers and skippers on the importance of preserving shrimp habitats.

Thus, the marine monitoring program established by TAMAR encouraged the formation of a discussion forum focusing on fishing planning issues, from where the second set of achievements and lessons emerged as presented in Section 3.3.

3.3. Shrimp fishery planning through a participatory process

In Brazil, fishery planning[2] falls within IBAMA's scope. Beginning in 1993, a management mechanism aimed at sharing responsibilities with the administration and management of resources with users was established [34,35]. Despite participatory management of natural resources not being applied in all cases, the presence of such mechanisms led to the adoption of this system.

TAMAR was prominent not only as a conservation organization, but also as a initiator and mediator of the shrimp fishery planning process in Sergipe, stimulating participation of stakeholders in decision-making. The role as mediator was consolidated with support extended by the two main stakeholders of the local community: small-scale fishers using canoes whose interest was excluding trawler vessels from the 3 nm zone and a recognized local representative of the fishing sector whose interest was the protection of the shrimp bank. Both sought TAMAR staff in order to conciliate interests and act in partnership.

During the meetings, trawler skippers and fishers, represented by the CONDEPI, presented a proposal to extend the existing duration of the seasonal closure, from 50 to 90 days. Additionally, they requested a change in the Normative Rule reducing the exclusion zone limit adjacent to the beach from 3 nm to 2 nm, given the difficulty in complying with such regulation. The proposal received the support of TAMAR, which formally requested CEPENE/IBAMA, responsible for conducting research, to subsidize management measures for the fishing sector and to extend the duration of the seasonal shrimp closure. The request was based on two arguments 1) eliciting the cooperation of fishers in complying with the regulations; 2) extending the closure during summer would protect turtles during the nesting season by limiting the fishing effort to the 3 nm zone during this period.

Pursuant to this request, a technical group comprising technicians from IBAMA (Department of Fisheries & Aquaculture and CEPENE) and staff from TAMAR was formed to analyze the proposal. Representatives from the fishing sector (fishers and skippers) were also invited to the deliberations to present justifications for the request, as well as contribute their knowledge of the environmental and social systems of the region. The technical group decided that changes proposed should be based on scientific data, which initiated a study carried out in 2003 with the first phase completed in 2004. Discussions resumed with negotiations on the duration of the seasonal closure, the area to be covered by the new measures, and limits for the fisheries, through meetings held in several cities in the state of Pernambuco (CEPENE headquarters) and in the states of Alagoas, Sergipe, and Bahia. Thus, the coverage of the proposed legislation was expanded, and TAMAR was incorporated into the planning of the shrimp fishery in neighboring states.

[2] According to FAO [36], the concept of fishing management may be understood as the integrated process of grouping information, analysis, planning, consultation, decision-making, resources allocation, and formulation and implementation of regulations or norms that govern fishing activities, in a way to guarantee the continued productivity of resources and the attainment of other fishery objectives. In this process the objectives of the planning should be established according to each fishery, taking into account the biological traits of the stock under exploitation and the social, environmental, and economic conditions of the surroundings.

Author's personal copy

Discussion forums for negotiation were held in 2002 and 2003, culminating in the Normative Rule No. 14/2004, published by IBAMA on 14 October 2004 [37]. The main measures established by the new legislation were the extension of the shrimp trawling seasonal closure from 50 to 90 days and divided into two periods, the first in the austral winter (01 April to 15 May) and the second in the summer (01 December to 15 January); enlarging the area of coverage for the new rules by including the stretch from southern Pernambuco to central Bahia; reduction in the exclusion zone for trawling, from 3 nm to 1 nm in Alagoas and to 2 nm along Sergipe coast, while retaining 3 nm in Bahia. During the seasonal closure, fishing of all three shrimp species in the area was forbidden with any fishing gear.

Overall, these rules embrace a) requests received from the skippers, fishers, and TAMAR to institute a seasonal shrimp closure during a period which would overlap with the turtle nesting peak and when the mud bank shrinks and shrimp stay closer to the coast; b) the request of fishers for reduction of the exclusion zone for trawling fleets in Sergipe; and c) the framing of a more comprehensive legislation given that the shrimp grounds transcend the geopolitical borders of the states of Alagoas, Sergipe, and Bahia.

Apart from managing the interests of different sectors, the publication of the new Normative Rule No. 14/2004 denoted progress in establishing a cooperative process, strengthening the local organization by the effective involvement of CONDEPI, and thus the acceptance of measures initiated by resource users themselves stood a greater chance. According to Ostrom [38], when users are actively involved in formulating operational rules they feel more committed to following such rules. Similarly, it was essential to secure the willingness of governmental entities to consult with other groups, negotiate, and promote studies to support the discussions and decisions.

These factors convey the importance of administering fishing resources through the establishment of a dynamic partnership that utilizes the capabilities, knowledge, and concerns of local communities and is reinforced by the powers of governments to put in place a system with viable legislation, institutions, and other forms of support [10,39].

The search for solutions for problems and conflicts presented here generated a system known as co-management, defined as an arrangement in which responsibilities for the management of resources are shared among government, user groups, and other stakeholders through a cooperative process [40,41].

It is worth remembering that the co-management case described is current and the manner in which environmental and social systems will respond to the application of new rules is a matter which can only be assessed in the medium to long-term. Thus, it is essential to monitor the measures proposed to suggest adjustments if necessary.

4. Conclusion

Given the specificities of every scenario, studies carried out in several regions throughout the world on the viability of participatory management systems are valorous to indicate the key elements for success and the benefits and failures of such systems. Thus, the key factors and actions to achieve effective co-management of common resources, learnt from the current study are 1) clear identification of the conflicts; 2) identification of stakeholders both local and external; 3) identification of local leaders; 4) encouragement of the participation of actors and leaders; 5) encouragement and strengthening of local groups; 6) legitimization of the discussion forums through involvement with government; 7) formalization of decisions taken through legislation; and 8) monitoring of the management efficacy. The continued and intense presence of Non-governmental Organizations (NGOs) agents in the community is a major component for every factor mentioned above.

The legitimacy of a system to manage natural resources is not a self-generated consequence of decentralization and participation. Such approach should be created through a continuous process of involvement and strengthening of stakeholders. The viability of this type of system depends directly on the socio-political organization of users of the natural resources and the establishment of formal forums for discussion and negotiation. Improving fishing rules through discussion and agreement among users to solve emerging problems and prevent potential problems from arising is part of the long-term process in co-management decision-making. In this scenario NGOs could play an important role as mediators in similar processes elsewhere. As argued by Frazier [42], “wildlife management and biological conservation is as much managing people as managing wildlife: in the end, they are politics — not biology”.

Acknowledgements

We would like to thank fishermen and the local communities in the state of Sergipe for their collaboration with the conservation program and all trainees and TAMAR staff members who helped to collect data. Our special thanks to CEPENE staff. Patricia Elena Villegas and Fernanda Pegas kindly reviewed a previous draft of this paper. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated to ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), co-managed by Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by Petrobras.

References

[1] Henwood TA, Stuntz WE. Analyses of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. Fishery Bulletin 1987;85(4):813–7.
[2] Magnuson JJ, Bjordnal KA, DuPaul WD, Graham GL, Saul GE, West CW. Decline of the sea turtles: causes and prevention. Washington DC: National Research Council, National Academy of Science Press; 1990.
[3] Arauz RM, Vargas R, Naranjo I, Gamboa C. Analysis of incidental capture and mortality of sea turtles in the shrimp fleet of Pacific Costa Rica. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-415. In: Epperly S, Braun J, editors. Proceedings of the seventeenth annual sea turtle symposium. U.S. Department of Commerce; 1998.
[4] Epperly S, Avens L, Garrison L, Henwood T, Hoggard W, Mitchell J, et al. Analysis of sea turtle bycatch in the commercial shrimp fisheries of Southeast U.S. waters and the Gulf of Mexico. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-444. U.S. Department of Commerce; 2000.
[5] TEWG — Turtle Expert Working Group. Assessment Update for the Kemp's ridley and loggerhead sea turtle populations in the Western North Atlantic. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-444. U.S. Dept. Comm.; 2000.
[6] Marcovaldi G, Marcovaldi MA, Sales G, Thomé JC, Coelho AC, Gallo B. Plano de ação nacional para a redução da captura incidental de tartarugas marinhas pela atividade pesqueira. Gerenciamento Costeiro Integrado 2002;2(1):36–7.
[7] Sales G, Giffoni BB, Barata PCR. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 2008;88(4):853–64.
[8] Renaud ML, Nance JM, Scott-Denton E, Gitschlag GR. Incidental capture of sea turtles in shrimp trawls with and without TEDs in U.S. Atlantic and Gulf waters. Chelonian Conservation and Biology 1997;2(3):425–7.
[9] Acheson JM, Stockwell T, Wilson JA. Evolution of the Maine lobster co-management law. Marine Policy 2000;9(2):52–63.
[10] Pomeroy RS, Rivera-Guieb R. Fishery management: a practical handbook, International development research Centre. Oxfordshire, UK: CABI Publishing; 2006.
[11] Campbell LM, Silver JJ, Gray NJ, Ranger S, Broderick A, Fisher T, et al. Co-management of seaturtle fisheries: biogeography versus geopolitics. Marine Policy 2009;33(1):137–45.
[12] Marcovaldi MA. Sea turtle conservation program in Brazil expands activities. Marine Turtle Newsletter 1991;52:2–3.
[13] Marcovaldi MA, Marcovaldi GG. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 1999;91(1):35–41.
[14] Marcovaldi MA, Gallo BMG, Lima EHSM, Godfrey MH. Nem tudo que cai na rede é peixe: an environmental education initiative to reduce mortality of

Author's personal copy

marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. Ocean Yearbk 2001;15 (1):246–56.
[15] Marcovaldi MA, Thomé JCA. Reducing threats to turtles. In: Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M, editors. Research and management techniques for the conservation of sea turtles, 4. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication; 1999. p. 165–8.
[16] Silva ACCD, Castilhos JC, Lopez GG, Barata PCR. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 2007;87(4):1047–56.
[17] IBAMA. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil 2000. Tamandaré, PE: CEPENE/IBAMA; 2001.
[18] IBAMA. Reunião técnica sobre o estado da arte da pesquisa e ordenamento da pesca de camarões peneídeos da região nordeste do Brasil. Unpublished report. CEPENE/IBAMA; Tamandaré, PE; 2000.
[19] Plotkin PT, Owens DW, Richard AB, Patterson R. Departure of male olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) from a nearshore breeding ground. Herpetologica 1996;52(1):1–7.
[20] Ayres M, Ayres Jr M, Ayres DL, Santos AAS. BioEstat v.5, aplicações estatísticas nas áreas das ciências biomédicas. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, MCT-CNPq; 2007.
[21] Hillestad HO, Richardson JI, McVea CJ, Watson JMJ. Worldwide incidental capture of sea turtles. In: Bjorndal KA, editor. Biology and conservation of sea turtles. Washington DC: Smithsonian Institution Press; 1995. p. 489–95.
[22] Robins JB. Estimated catch and mortality of sea turtles from the East coast otter trawl fishery of Queensland, Australia. Biological Conservation 1995;74 (3):157–67.
[23] McDaniel CJ, Crowder LB, Priddy JA. Spatial dynamics of sea turtle abundance and shrimping intensity in the U.S. Gulf of Mexico. Conservation Ecology 2000;4(1):15, http://www.consecol.org/vol4/iss1/art15/.
[24] Santos MCF, Ramos IV, Freitas ANS. Análise de produção e recrutamento do camarão sete-barbas, *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862) (Crustacea: Decapoda: Penaeidae), no litoral do Estado de Sergipe – Brasil. Boletim Técnico-Científico do CEPENE 2001;9(1):53–71.
[25] IBAMA. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Nordeste do Brasil. Tamandaré, PE: CEPENE/IBAMA; 2004.
[26] IBAMA. Relatório da reunião técnica para discussão das demandas do setor camaroeiro de Sergipe. Aracaju, SE; 2001.
[27] Dias-Neto J, Lima JHM. O ordenamento da pesca marítima no Brasil. Boletim Técnico-Científico do CEPENE 2002;10(1):265–330.
[28] Begossi A. Temporal stability in fishing spots: conservation and co-management in Brazilian artisanal coastal fisheries. Ecology and Society 2006;11:5, http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art5/.
[29] Ostrom E, Gardner R, Walker JM. Institutional analysis and common-pool resources. Ann Arbor: University of Michigan Press; 1994.
[30] IBAMA. Portaria No. 62-N. Brasília, DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; 1983.
[31] IBAMA. Portaria No. 32. Brasília, DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; 2002 [13 March 2002].
[32] Hope RA. Wildlife harvesting, conservation and poverty: the economics of olive ridley egg exploitation. Environmental Conservation 2002;29(3):375–84.
[33] Chuenpagdee R, Jentoft S. Step zero for fisheries co-management: what precedes implementation? Mar Pol 2007;31(6):657–68.
[34] Fischer CFA, Mitlewski B. Administração participativa: um desafio à gestão ambiental. Brasília: DEPAQ/IBAMA; 1997.
[35] Ruffino ML. Strategies for managing biodiversity in Amazonian fisheries. Blue Millenium, WFT/IDRC/UNEP; 2001.
[36] FAO (Food and Agriculture Organization). Fisheries management. Technical guidelines for responsible fisheries No. 4. Rome, http://www.fao.org/DOCREP/003/W4230E/w4230e00.htm; 1997.
[37] IBAMA. Instrução Normativa No. 14/04. Brasília, DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; 2004.
[38] Ostrom E. Governing the commons: the evolution of institutions for collective action. New York: Cambridge University Press; 1990.
[39] Pomeroy RS, Sten SJ, Jesper RN. Fisheries co-management: a worldwide, collaborative research project. May 24-28, 1995, Bodoe, Norway, Presented at "Reinventing the commons"; fifth annual conference of the international association for the study of common property, http://dlc.dlib.indiana.edu/archive/00002385/; 1995.
[40] Jentoft S, McCay BJ, Wilson DC. Social theory and fisheries co-management. Mar Pol 1998;22(4/5):423–36.
[41] Sen S, Nielsen JR. Fisheries co-management: a comparative analysis. Marine Policy 1996;20(5):405–18.
[42] Frazier J. Community based conservation. In: Eckert KL, Bjorndal KA, Abreu-Grobois FA, Donnelly M, editors. Research and management techniques for the conservation of sea turtles, 4. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication; 1999. p. 15–8.

Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 2010, 90(2), 233–246. © Marine Biological Association of the United Kingdom, 2009
doi:10.1017/S0025315409990579

Juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) in the effluent discharge channel of a steel plant, Espírito Santo, Brazil, 2000–2006

EVELISE TOREZANI[1], CECÍLIA BAPTISTOTTE[1], SÉRGIO L. MENDES[2] AND PAULO C.R. BARATA[3]

[1]Projeto TAMAR–ICMBio, Avenida Paulino Muller 1111, Vitória—ES, 29040-715 Brazil, [2]Universidade Federal do Espírito Santo, Avenida Marechal Campos 1468–Maruípe, Vitória—ES, 29040-090 Brazil, [3]Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, Rio de Janeiro—RJ, 21041-210 Brazil

*This study, carried out from August 2000 to July 2006, began out of the recognition of a special ecological situation, when an aggregation of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) was found inside the effluent discharge channel of a steel plant located near Vitória, the State of Espírito Santo capital, eastern Brazil. The green turtles were captured through either cast nets or a set net or by hand (one turtle was captured alive on one of the channel banks); after data collection, they were released back into the discharge channel. Information is here reported on the temporal pattern of occurrence, size-classes, residency, presence of tumours and growth rates of tumoured and non-tumoured green turtles in the study area. A total of 640 individual green turtles were captured in the six years; 448 of them were captured just once, and 192 were captured two or more times. Curved carapace length ranged between 25.2 and 77.5 cm. Among the captured green turtles, 59.1% were classified as being in normal body condition and without any tumours, 6.6% were either underweight or emaciated but without any tumours, and 34.4% had tumours, with different levels of the tumour severity score.*

Keywords: Cheloniidae, *Chelonia mydas*, growth, residency, health, tumours, fibropapillomatosis, TAMAR, Brazil

Submitted 21 January 2009; accepted 18 May 2009; first published online 3 August 2009

INTRODUCTION

Green turtles (*Chelonia mydas* Linnaeus, 1758) have a circumglobal distribution in tropical and subtropical seas generally between latitudes 40°N and 40°S (Hirth, 1997). This species is currently classified as Endangered by the International Union for Conservation of Nature (IUCN; Seminoff, 2004). In Brazil, green turtles nest almost exclusively on oceanic islands, mainly on Trindade Island (Moreira *et al.*, 1995), but also on Atol das Rocas (Bellini *et al.*, 1996) and Fernando de Noronha (Bellini & Sanches, 1996); scant green turtle nesting has been observed on the mainland (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999; Projeto TAMAR–ICMBio (TAMAR), the Brazilian Sea Turtle Conservation Programme, unpublished data). However, juveniles of this species are commonly found along the Brazilian coast (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999; Naro-Maciel *et al.*, 2007). The green turtle and the other species of sea turtles found in Brazil (loggerhead, *Caretta caretta* Linnaeus, 1758; leatherback, *Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761; hawksbill, *Eretmochelys imbricata* Linnaeus, 1766; and olive ridley, *Lepidochelys olivacea* Eschscholtz, 1829; Marcovaldi & Marcovaldi, 1999) are included in the Brazilian government's official list of endangered fauna (IBAMA, 2003) and all life history stages, including eggs and hatchlings, are fully protected by law. The main sea turtle nesting sites in Brazil have been protected since 1982 by TAMAR; work in some feeding areas only started in 1991, to deal with high levels of incidental captures by local fishermen (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999).

Juvenile green turtles are commonly found along the State of Espírito Santo coast, many of them stranded on beaches, often as a result of interactions with fishing gear. In the Bay of Vitória, around which the state capital is located, juvenile green turtles can regularly be observed near rocky shores (TAMAR, unpublished data). Many of the juvenile green turtles recorded in Espírito Santo exhibit tumours. Matushima *et al.* (2000) analysed tumour samples from 11 juvenile green turtles from the Brazilian States of Espírito Santo, São Paulo and Bahia; all examined samples had a histopathological confirmation of fibropapillomatosis (FP). This is a disease characterized by multiple tumour masses ranging from 0.1 cm to more than 30 cm in diameter each, found on the conjunctiva, neck, flippers, tail, axillary and inguinal areas and/or in internal organs (George, 1997); that disease was first described in 1938 in green turtles from Florida, USA (Smith & Coates, 1938). The tumours can affect feeding, movement, breathing, vision, general health condition and growth rates of green turtles (George, 1997; Hirth, 1997; Balazs *et al.*, 1998; Landsberg *et al.*, 1999; Work & Balazs, 1999; Work, 2005). This seems to be a transmissible disease, although its aetiology and mode of transmission are still unknown; it has been found to be regularly associated with viruses, but parasites, environmental pollutants, marine toxins and ultraviolet light could also play a role in its causation (Work, 2005). This disease has been found in green turtles in different countries in the world, often at high

Corresponding author:
E. Torezani
Email: evelise@tamar.org.br

prevalences (Balazs, 1991; Ehrhart, 1991; Adnyana *et al.*, 1997; Aguirre *et al.*, 2000; Baptistotte *et al.*, 2001).

This study began in 2000 out of the recognition of a special ecological situation, when an aggregation of juvenile green turtles, many of them with tumours, was found inside the effluent discharge channel of a steel plant. At that time, no studies on size-classes, growth, residency period and health condition of juvenile sea turtles had been carried out in the State of Espírito Santo, and few studies had been performed in Brazil that presented biometric, demographic or health data on juvenile sea turtles (Sanches & Bellini, 1999; Gallo *et al.*, 2006). Our objective is to report information on the temporal pattern of occurrence, size-classes, residency, presence of tumours and growth rates of tumoured and non-tumoured green turtles in the study area. Studies on growth of juvenile green turtles are important to understand demographic patterns of the species (e.g. the period of time to sexual maturation), which could provide much-needed information for its conservation and management (Heppell *et al.*, 2003). Furthermore, the information here presented should allow comparisons with other green turtle populations in regard to health patterns, which is also important for the development of management and recovery plans for this species.

MATERIALS AND METHODS

Study area and period

The study area (20°15′50″S 40°13′44″W) is located in the premises of ArcelorMittal Tubarão Steel Company (AMT; formerly, at the beginning of this study, Tubarão Steel Company—Companhia Siderúrgica de Tubarão), in the municipality of Serra, 10 km north-east of Vitória, the State of Espírito Santo capital, eastern Brazil. Seawater is taken from the sea at a rate of about 30 thousand m^3/hour; after being used in the steel plant cooling, it is mixed with treated domestic and industrial effluents and then discharged into the sea through a channel about 1.1 km long. The study area is the final section of that discharge channel, extending from a 1 m high waterfall (placed across the channel) to the channel opening into the sea; it is about 290 m long, 30 m wide and averaging 2 m in depth. Fieldwork was generally carried out weekly at afternoon from 11 August 2000 to 25 July 2006, with approximately 4 hours of fieldwork per day, but in 13 weeks fieldwork was carried out twice-weekly. No fieldwork was carried out in May 2001, so there were 71 months of fieldwork.

Environmental data

Monthly mean seawater temperatures in the six years at both the sea intake and the discharge channel were provided by AMT, which daily monitors the water temperature at the two sites. The relatively high temperature and the availability of organic matter in the discharge channel make possible a noticeable growth of algae, mainly the green alga *Enteromorpha flexuosa*, but also *Pterocladiella* sp., *Jania* sp., *Arthrocardia* sp. and *Chaetomorpha* sp.

Capturing, measuring and tagging the turtles

Turtles were captured along the channel by means of cast nets (mesh = 5 cm) thrown from the channel banks (54.4% of the captures were performed this way), by means of a net (mesh = 5 cm) set across the channel near its opening into the sea (39.3% of the captures), or by hand (6.1% of the captures); in the latter case, one of the research assistants entered the channel water to capture the turtles. One turtle (0.1% of the captures) was captured while stranded alive on one of the channel banks. Cast nests were used exclusively on most days, but on many other days both cast nets and the set net were used; the hand technique was only occasionally used, to capture turtles that were relatively close to the channel banks. Cast nets were thrown by one or two people; to set the net (by using a boat), three or four people were needed; for capturing turtles by hand, only one person was needed. In addition, two people were needed to tag, measure, weigh and examine the captured turtles; some of them were photographed.

Curved carapace length (CCL) was measured to the nearest 0.1 cm with a flexible plastic tape, from the anterior point at midline (nuchal scute) to the midpoint of the line segment connecting the posterior tips of the supracaudal scutes, following standard TAMAR methods. Turtles weighing up to 20 kg were weighed to the nearest 0.1 kg with a spring scale with capacity of 20 kg; turtles weighing more than 20 kg were weighed to the nearest 0.2 kg with a spring scale with capacity of 50 kg (scales manufactured by Técnica Industrial Oswaldo Filizola Ltda., Brazil, models Crown AR-20 and AR-50). All size and weight measurements were made by the first author to avoid individual differences in measurement technique, a major source of error in growth data (Bjorndal & Bolten, 1988; Boulon & Frazer, 1990). The turtles were double tagged (inconel tags, style 681, National Band and Tag Co., USA) with one tag on the posterior edge of each front flipper, placed between the first and second scales, according to the standard TAMAR methods. Whenever a turtle was recaptured with a lost tag or tags in bad condition, they were replaced or substituted.

Overall body condition and presence of tumours

Overall body condition and presence or absence of external tumours were determined visually through physical examination of the turtle. As all captured turtles were alive, no necropsies were performed, and no kind of examinations were performed to determine whether there were any internal tumours. Therefore, in this paper a 'tumour' in a turtle means an external tumour. During the study period, samples of tumours were collected from 73 turtles (one sample per turtle); both pedunculated and sessile tumours were sampled. The samples were sent to Dr E.R. Matushima of the Faculty of Veterinary Medicine and Animal Science, University of São Paulo, Brazil, for histopathological analysis, and all of them had a histopathological confirmation of fibropapillomatosis (E.R. Matushima, personal communication, 2006). In the present study, both pedunculated and sessile tumours were considered as FP; bumps on the skin (rarely observed) were disregarded.

Overall body condition (normal, underweight or emaciated) was determined following Walsh (1999). A turtle was classified as 'normal' if the plastron was convex, eyes were normal, the muscles of the neck areas had fatty tissues and axillary and inguinal areas were protuberant; 'underweight' if the plastron was a little concave, eyes were either normal or sunken, the muscles of the neck area had surrounding

fatty tissues and axillary and inguinal areas were slightly sunken; or 'emaciated' if the plastron was very concave, the eyes were sunken, the muscles of the neck area were more obvious with little or no surrounding fatty tissues, and axillary and inguinal areas were very thin. The diameter of each tumour was measured to the nearest 0.1 cm with a calliper and grouped in four categories (1: <1.0 cm, 2: 1.0–4.0 cm, 3: 4.1–10.0 cm, and 4: >10.0 cm). On the basis of the number and size of tumours, each animal was assigned a tumour severity score following Work & Balazs (1999): either TS1 (lightly tumoured), or TS2 (moderately tumoured), or TS3 (heavily tumoured). After data collection, the turtles were released back into the discharge channel. Whenever recaptured, turtles were once again examined and again classified according to their overall body condition and presence or absence of tumours. All body condition assessments and tumour measurements were made by the first author to avoid individual differences in assessment criteria and measurement technique. When handling the turtles, every care was taken to avoid any contamination among different individuals. Each captured turtle was handled, examined and sampled separately, all instruments were adequately sterilized between successive examinations, and the researchers always used disposable gloves which were changed after the examination of each turtle. Moreover, regular asepsis of the laboratory where the examinations were carried out was performed just after each examination.

Data analysis

For data analysis, the overall body condition at capture and the tumour severity score were taken into account to create a classification of the turtles in regard to their health condition, by means of which tumoured turtles (with different levels of tumour severity) could be compared with non-tumoured turtles in apparently normal health condition; this last group of turtles will act as a control group in the analyses. Five health condition classes were defined, NoT-N, NoT-UE, T-TS1, T-TS2, and T-TS3, in this way: (1) turtles with no tumours were classified either as NoT-N, if their overall body condition was regarded as normal (the control group), or as NoT-UE, if their overall body condition was regarded as either underweight or emaciated; (2) turtles with tumours were classified as T-TS1, T-TS2 or T-TS3, if their tumour severity score was respectively TS1, TS2 or TS3. In this article, the expression 'normal health condition' will refer to turtles in class NoT-N, and the expressions 'tumoured turtles' and 'turtles with tumours' will refer to turtles in classes T-TS1, T-TS2 and T-TS3 combined.

For some of the recaptured turtles, the health condition class into which the turtle was classified changed among the several occasions in which the animal was captured (see Results). In case the condition of the turtle changed among the different captures, in the analyses to follow the turtle was considered as belonging to the health condition class into which it was classified in the last capture.

Monthly abundance of turtles was measured by means of the monthly capture per unit of effort (CPUE), defined as the number of turtles caught per hour of work in each month. The monthly temperatures at intake and discharge and the relationship between monthly CPUE and monthly temperature were analysed by means of loess regressions with locally quadratic fitting; pointwise 95% confidence intervals for the regression curves were also computed by the loess method (Cleveland *et al.*, 1993).

The CCL distribution of the turtles was computed on the basis of the first measurement of each turtle, that is, each turtle contributed to the distribution with just one CCL measurement. When computing the CCL distribution separately by year, the first CCL measurement of each turtle in each year was used.

For turtles that were captured more than once, the estimated annual variation in CCL (cm/year) in each of the health condition classes NoT-N, NoT-UE, T-TS1, T-TS2, and T-TS3 was computed by applying to each turtle of the class the formula: mean annual growth rate = $(dCCL/dt) \times 365$, where $dCCL$ is the difference in CCL between the first and last captures of the turtle and dt is the time difference in days between the dates of the first and last captures of the turtle; only turtles with dt either equal to or greater than 90 days were included in the analyses. The mean and the standard error of these growth rates were then computed, which allowed the construction of a 95% confidence interval. For turtles in health condition class NoT-N that were captured more than once, the mean annual growth rate (cm/year) and a confidence interval for that mean were also estimated through a different method, by using a loess regression (with locally quadratic fitting) relating the $dCCL$ of each turtle to its time interval dt ($dCCL$ and dt defined as above); the mean annual growth rate was then given by the point of the regression curve corresponding to a time interval equal to 365 days, and a pointwise 95% confidence interval was obtained from the loess calculations; again, only turtles for which dt was either equal to or greater than 90 days were included in the calculations. We have excluded from the growth rate calculations two turtles of class NoT-N with CCL at first capture equal to 54.2 and 55.3 cm, as these turtles were relatively isolated (in terms of CCL) from the much larger group of turtles of class NoT-N with CCL less than 47 cm.

For turtles in health condition class NoT-N, to analyse the relationship between the CCL at the first capture and the estimated annual variation in CCL (cm/year) for each turtle, a loess regression with locally quadratic fitting was used; only turtles for which dt (defined as above) was either equal to or greater than 90 days were included in these calculations.

Whenever necessary, to compare the CCL of captured green turtles and growth rates to data found in the literature, published straight carapace lengths (SCLs) were converted to CCLs and SCL-based growth rates were converted to CCL-based growth rates by using the formula in Teas (1993). When comparing the CCL of the green turtles captured in this study with the CCL of green turtles either stranded or incidentally captured in fishing gear in other areas of the State of Espírito Santo, we have only included in the calculations turtles from Espírito Santo with CCL below 90 cm, which is the minimum CCL of green turtles nesting in Brazil (TAMAR, unpublished data); likewise, when comparing the prevalence of tumoured turtles in this study with that from Espírito Santo, only turtles from Espírito Santo with CCL below 90 cm were included in the calculations; in this way, 10 turtles in the nesting CCL range, which amounted to 1.3% of the total number of stranded or incidentally captured green turtles in Espírito Santo with known CCL, were excluded from both the CCL and prevalence comparisons.

To analyse the variation of the prevalence of tumoured turtles by time (seasons along the years) and temperature, a

generalized additive model (GAM; Hastie & Tibshirani, 1990) was used, with Gaussian error distribution, identity link function and second degree loess smoothing; the model was fitted using the *gam* function (Hastie, 1993) of the R software (R Development Core Team, 2008). Given the null result of the GAM analysis in relation to temperature, the relationship between the prevalence of tumoured turtles and time (seasons along the years) was analysed by means of a loess regression with locally quadratic fitting. In both the GAM and the loess analyses, the data points (one for each season along the years) were weighed; the weight for each season was proportional to the sample size (the total number of captured turtles) in the season. In these analyses, only the first capture of each turtle was considered. Seasons were delimited by the dates 1 January, 1 April, 1 July and 1 October, taken as approximations to the dates 21 December, 21 March, 21 June and 21 September on which the seasons (very approximately) begin. Seasons were numbered consecutively from 1 to 25 for the analyses; season 11 (January–March 2003) was not included in the analyses, as there was no turtle whose first capture occurred during that season. Monthly temperatures at the discharge channel were averaged to obtain the mean temperature in each season; the mean seasonal temperatures were then used in the analyses.

In the analysis of the relationship between the time interval between the first and last captures and the seasons along the years, the seasons were defined as in the GAM analysis presented above. The difference in CCL-weight curves between turtles in normal health condition and those with tumours was analysed by means of a permutation test with 20,000 resamplings (Good, 2005). Mann–Whitney, Kruskal–Wallis (including *post hoc* multiple comparisons) and Kolmogorov–Smirnov tests used elsewhere followed Conover (1999), while *t*-tests (with Welch's approximation) and the Chi-square test followed Zar (1996).

Data analyses were carried out with the software R 2.8.1 (R Development Core Team, 2008); the significance level of the statistical tests was alpha = 0.05.

RESULTS

Abundance, seasonality and health condition class distribution

A total of 1058 captures of green turtles were performed in the six years, and 640 individual green turtles were captured; the green turtle was the only species of sea turtle captured in the study area during the study period. A total of 448 turtles were captured just once, 107 turtles were captured twice, 39 were captured three times, 14 were captured four times, 15 were captured five times, 6 were captured six times, 10 turtles were captured between seven and twelve times, and 1 turtle was captured twenty-three times; in all, 192 turtles were captured more than once.

Monthly CPUEs ranged between 0 and 4.20 turtles/hour and the mean monthly CPUE in the 71 months of fieldwork was 1.34 turtles/hour (Figure 1). The monthly CPUE distribution was significantly different from a uniform distribution (one-sample Kolmogorov–Smirnov test, $N = 71$, $P < 0.00001$), but no clear seasonal pattern can be seen in the monthly CPUE data: in the two initial years (2000–2001) a higher CPUE was found in the austral winter and spring than in autumn and summer, but in 2004–2006 no pattern can be detected. In eight months in 2002 and 2003 there were no captures of sea turtles, although fieldwork was regularly carried out in these months. A noticeable decrease in capture rates was observed between May 2002 and November 2003.

Among the 192 turtles that were captured more than once, for 60 of them the health condition class into which the turtle was classified changed among the several occasions in which the animal was captured. Fifty-nine turtles which did not present any tumours at the first examination did present some tumours in subsequent examinations. In only one case a regression of tumours was observed: a green turtle first captured on 18 August 2000 (CCL = 43.3 cm) with three relatively small tumours (about 1–2 cm in size), and found with tumours in 7 further recaptures, was classified as being without any tumours in a subsequent capture on 25 January 2001 (CCL = 46.8 cm), and in 14 further recaptures this turtle did not show any tumours.

The turtles were classified according to the five health condition classes as follows: 378 turtles in class NoT-N, 42 in class NoT-UE, 80 in class T-TS1, 115 in class T-TS2 and 25 turtles in class T-TS3. So 59.1% of the turtles were in normal health condition (class NoT-N), and the overall prevalence of tumours was 34.4% (classes T-TS1, T-TS2 and T-TS3 combined).

Capture in relation to water temperature

The monthly mean water temperature at the discharge channel during the six years of the study was on average 8.1°C higher than that at intake (median = 8.3, SD = 1.6, minimum = 2.7, maximum = 10.3, N = 72 months; Figure 2A). From the beginning of the study until August

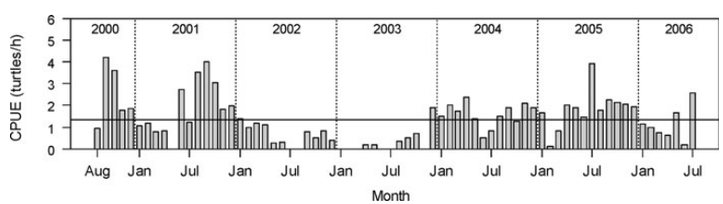


Fig. 1. Capture per unit of effort (CPUE) by month, August 2000 to July 2006 except May 2001 (N = 71 months). No fieldwork was carried out in May 2001; in the other eight months with CPUE = 0, no green turtles were captured. All captured turtles were considered in this graph, no matter their health condition class. The vertical dotted lines separate the years. The horizontal line indicates the mean monthly CPUE (1.34 turtles/hour) in the 71 months in which fieldwork was performed.

2002 approximately (that is, in the first 25 months of the study period), both the time series of the monthly mean water temperature at the discharge channel and the one of the monthly mean water temperature at intake showed increasing trends, although temperatures at discharge increased at a higher rate than those at intake (Figure 2A); the temperature difference between discharge and intake (measured by the trend lines in Figure 2A) was 7.6°C at the beginning of the study, and it was 9.4°C in August 2002. However, after August–December 2002, although the water temperature at intake went on increasing (in a general way), as measured by the trend line, there was a decreasing trend in the temperature at discharge, so the temperature difference between discharge and intake showed a decreasing trend after August–December 2002; at the end of the study period (July 2006, month 72), the temperature difference between discharge and intake (measured by the trend lines) was 5.2°C. At the start of the study period the mean intake temperature, which can be taken as a measure of the mean seawater temperature around the study area, was approximately 21.6°C (measured by the trend line), while at the end of that period it was approximately 24.7°C.

For turtles in normal health condition, the monthly CPUE varied significantly with the water temperature at the discharge channel, as the mean monthly CPUE is not always within the band formed by the 95% pointwise confidence intervals of the loess regression in Figure 2B; the highest CPUEs were observed for water temperature between 26 and 31°C approximately, although such temperatures were relatively less common than higher temperatures. For tumoured turtles, no significant relationship was observed between the water temperature at the discharge channel and the monthly CPUE (Figure 2C).

Prevalence of tumoured turtles in relation to time and water temperature

The prevalence of tumoured turtles varied significantly with time (seasons along the years), but it did not vary significantly with the water temperature at the discharge channel, as shown by the GAM analysis presented graphically in Figure 3A & B; in relation to time, the zero-level line in Figure 3A gets outside the band formed by the 95% pointwise confidence intervals; in relation to the temperature, the zero-level line in Figure 3B is clearly always within the band formed by the 95% pointwise confidence intervals. The prevalence of tumoured turtles was highest between mid-2002 and the end of 2003 approximately (Figure 3C), a period of time when sample sizes per season (Figure 3C) as well as monthly CPUEs (Figure 1) were quite low; this was the period when the highest water temperatures at the discharge channel were recorded, and it was also the period during which the largest differences between water temperatures at intake and at discharge were recorded

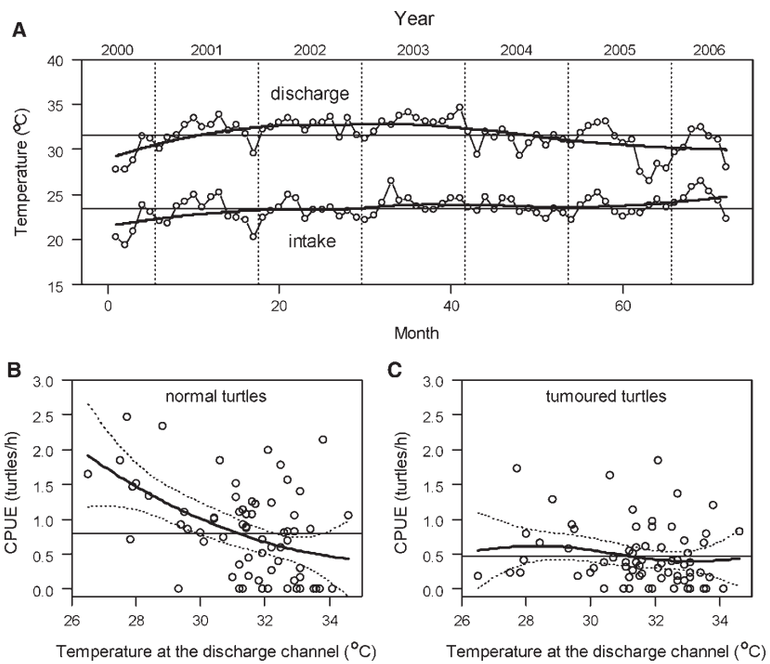


Fig. 2. Upper graph (panel A): monthly mean water temperature at intake and at the discharge channel (N = 72 months); month 1 = August 2000, month 72 = July 2006; the solid curves are loess regressions, and the horizontal lines indicate the mean values of the monthly water temperatures at intake (23.5 °C) and discharge (31.6 °C). Lower graphs (panels B and C): monthly CPUE by monthly mean water temperature at the discharge channel, August 2000 to July 2006 except May 2001 (N = 71 months); panel B: turtles in normal health condition (N = 622 captures); panel C: tumoured turtles (N = 368 captures). In each of panels B and C, the solid curve is a loess regression, the dotted curves indicate 95% pointwise confidence intervals, and the solid horizontal line shows the mean monthly CPUE.

(Figure 2A). Around the beginning of 2005, when a significant number of turtles were captured, the prevalence of tumoured turtles was at a relatively low level (Figure 3C), but it should be noted that this prevalence was at that time around 22% on average. Of the 261 tumoured turtles included in the calculations that produced Figure 3, 92 (35.2%) were in class T-TS1, 137 (52.5%) were in class T-TS2 and 32 (12.3%) in class T-TS3.

Size-classes and growth rates

For the complete set of captured green turtles, CCL ranged between 25.2 and 77.5 cm (mean = 40.3, median = 39.0, SD = 6.5, quantile 10 = 33.4, quantile 90 = 48.5, N = 640), and all except two turtles had CCL equal to or less than 61.3 cm. Except for one turtle with CCL = 77.5 cm, the captured turtles had CCL below 73.5 cm, the minimum CCL of green turtles nesting in the Atlantic (Hirth, 1997).

For turtles in normal health condition, CCL ranged between 27.4 and 77.5 cm (mean = 39.7, median = 38.0, SD = 7.0, quantile 10 = 32.7, quantile 90 = 49.2, N = 378; Figure 4), and all except two turtles in that class had CCL equal to or less than 61.3 cm. For turtles in that health condition class, the CCL distribution was not significantly different among the years (Kruskal–Wallis test, $N = 442$, $P = 0.0780$); the mean annual CCL varied between 38.4 cm (in 2005, $N = 130$) and 45.4 cm (in 2003, $N = 14$).

Curved carapace length was significantly different among the five health condition classes (Kruskal–Wallis test, N = 640, $P < 0.00001$; Figure 5). Pairwise *post hoc* multiple comparisons indicate that CCL was significantly different for each pair of classes, except for classes T-TS2 and T-TS3; so turtles with tumours had a higher CCL than those without tumours, and turtles in classes T-TS2 and T-TS3 had a higher CCL than those in class T-TS1. For turtles in normal health condition, the CCL–weight relationship is given by the equation $Weight = 0.000129430 \times CCL^{2.974555}$ (N = 364, fraction of variance explained = 0.979; Figure 6); for turtles with tumours, the CCL–weight relationship is given by the equation $Weight = 0.000205579 \times CCL^{2.837466}$ (N = 209 turtles, fraction of variance explained = 0.937; Figure 6). The power of the CCL term in the second equation is significantly smaller than that in the first equation (permutation test, N = 570, $P = 0.0484$).

For turtles in normal health condition (CCL range: 27.4–46.9 cm, N = 60), the mean growth rate one year after the initial capture was estimated to be 3.11 cm/year (SE = 0.261, 95% confidence interval = (2.59, 3.62)) by the method of

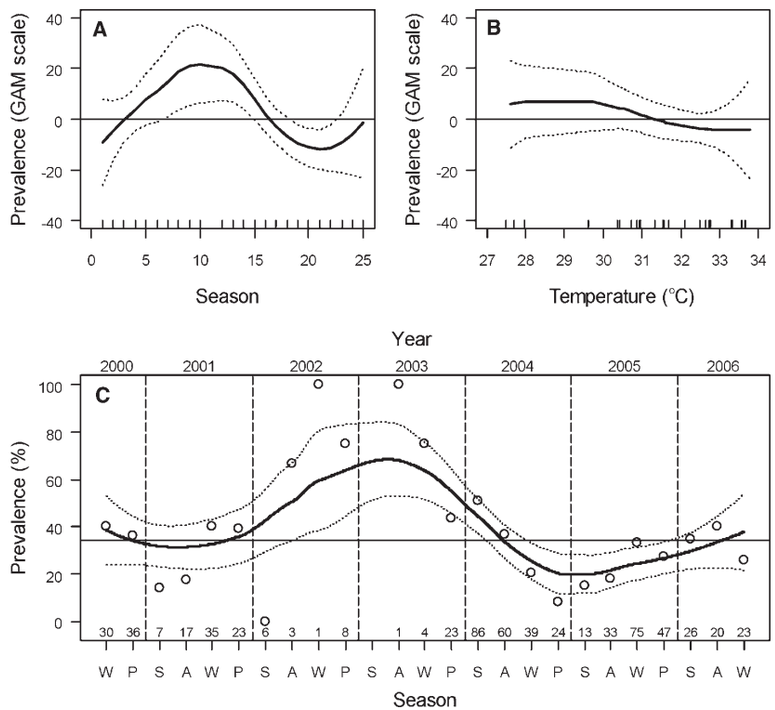


Fig. 3. Upper graphs (panels A and B): graphical summary of the generalized additive model (GAM) analysing the dependence of the prevalence of tumoured turtles on time (seasons along the years) and temperature at the discharge channel (N = 24 seasons, 640 turtles); in each graph, the solid curve indicates the model fit, and the dotted curves indicate pointwise 95% confidence intervals; the vertical scales, produced by the GAM analysis, are zero-centred and are not in prevalence units (that is, percentages); the small vertical bars at the bottom of each graph indicate the distribution of the time and temperature data included in the GAM analysis. Lower graph (panel C): prevalence of tumoured turtles by time (seasons along the years) (N = 24 seasons, 640 turtles); the solid curve is a weighed loess regression (see Material and Methods), and the dotted curves indicate pointwise 95% confidence intervals. The horizontal line indicates the mean prevalence in all seasons (34.4%), and the bottom row of numbers shows the sample size for each season. Austral seasons: W, winter; P, spring; S, summer; A, autumn.

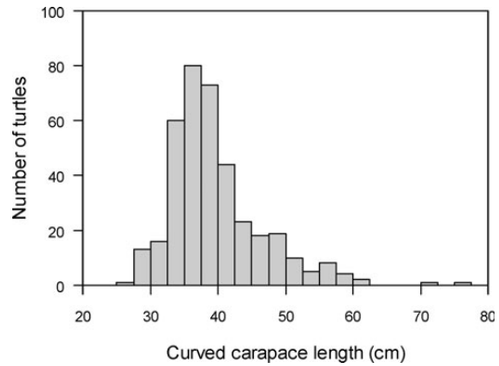


Fig. 4. Curved carapace length distribution for green turtles in normal health condition (class NoT-N; N = 378 turtles).

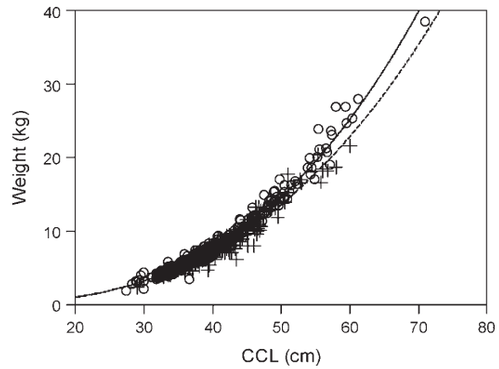


Fig. 6. Weight by curved carapace length. Circles, solid curve: turtles in normal health condition (class NoT-N; N = 364 turtles). Crosses, dashed curve: turtles with tumours (N = 209 turtles).

calculating the estimated annual growth for each turtle, and was estimated by the loess method (Figure 7A) to be 2.91 cm/year (SE = 0.354, 95% confidence interval = (2.21, 3.60)). The estimated annual variation in CCL (by the method of calculating the estimated annual growth for each turtle) did not depend on the CCL of the turtle at the first capture, as the mean estimated annual variation in CCL is always within the band formed by the pointwise 95% confidence intervals of the loess regression in Figure 7B.

The estimated annual variation in CCL (by the method of calculating the estimated annual growth for each turtle) was significantly different among the five classes NoT-N, NoT-UE, T-TS1, T-TS2 and T-TS3 (Kruskal–Wallis test, N = 114, $P = 0.0015$; Figure 8). Pairwise *post hoc* multiple comparisons indicate that: (1) the estimated annual variation in CCL is not significantly different for each pair of the classes NoT-N, NoT-UE and T-TS1; (2) classes T-TS2 and T-TS3 had an estimated annual variation in CCL significantly smaller than those in classes NoT-N and T-TS1; and (3) class NoT-UE is not significantly different from any other class in regard to the estimated annual variation in CCL. The mean estimated annual variation in CCL (by the method of calculating the estimated annual growth for each turtle) was 2.10 cm/y for turtles in class NoT-UE (SE = 1.01, N = 6), it was 2.92 cm/y for turtles in class T-TS1 (SE = 0.56, N = 15), it was 1.64 cm/y for turtles in class T-TS2 (SE = 0.41, N = 28), and it was 0.93 cm/y for turtles in class T-TS3 (SE = 0.43, N = 5).

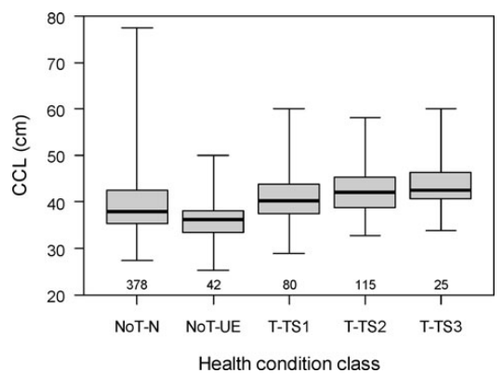


Fig. 5. Curved carapace length by health condition class. Sample size (number of green turtles) is presented for each class. In each box plot, the extremes of the vertical lines show the maximum and minimum values in the class.

Residency in the study area and seasonal patterns of occurrence

The time interval between the first and last captures, which gives an indication of the residency period of the turtles in the discharge channel (and/or in the area just around; see Discussion), was not significantly different among the five health condition classes (Kruskal–Wallis test, N = 190 turtles, $P = 0.636$). The distribution of that time interval (for the five health classes combined) is quite skewed (Figure 9A); 50% of the turtles had a time interval smaller than 136 days (4.5 months), and 90% of the turtles had a time interval smaller than 464 days (1.3 years); the minimum time interval was 2 days, and the maximum was 693 days (1.9 years). For turtles in the five classes combined, the time interval between the first and last captures decreased significantly with the CCL at first capture, according to the loess regression in Figure 9B, where the line that represents the mean value gets outside the band formed by the 95% pointwise confidence intervals.

There was no significant relationship between the time interval between the first and last captures of a turtle and the season in which the initial capture of the turtle occurred (Kruskal–Wallis test, N = 23 seasons, $P = 0.082$; Figure 10). Two features of Figure 10 should be noted: (1) a period of time of about one and a half years, from mid-2002 to the end of 2003 approximately, in which a relatively small number of turtles were captured (see also Figure 1); and (2) the possible existence of censoring of the recapture intervals at the end of the study period, as some turtles that had been last captured before that moment could have stayed in the discharge channel (and/or in the area just around; see Discussion) past that moment.

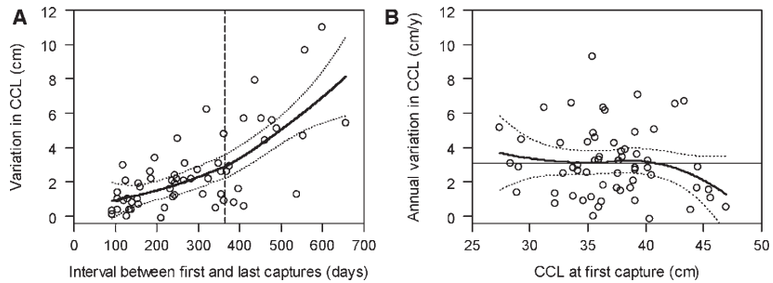


Fig. 7. Variation in curved carapace length (CCL) for turtles in normal health condition (class NoT-N) with interval between first and last captures either equal to or greater than 90 days (N = 60 turtles; CCL at first capture in the range of 27.4–46.9 cm). Left (panel A): variation in CCL by the interval between first and last captures; the dashed vertical line indicates the time period of 365 days. Right (panel B): estimated annual variation in CCL by CCL at the first capture; the horizontal line indicates the mean estimated annual variation in CCL for the data points included in the loess regression (3.11 cm/year). In each of panels A and B, the solid curve is a loess regression, and the dotted curves indicate pointwise 95% confidence intervals.

DISCUSSION

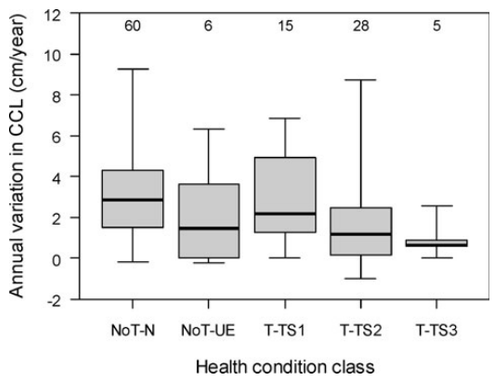


Fig. 8. Estimated annual variation in curved carapace length by health condition class, for turtles with interval between first and last captures either equal to or greater than 90 days. Sample size (number of green turtles) is presented for each class. In each box plot, the extremes of the vertical lines show the maximum and minimum values in the class.

Green turtles were relatively abundant in the discharge channel, except in the second half of 2002 and mainly in 2003. A seasonal pattern was observed in the two initial years (2000–2001), with a peak occurrence in the austral winter and spring, but no clear seasonal pattern could be observed in 2004–2006 (Figure 1). In Ubatuba, State of São Paulo, Brazil, green turtles were more abundant around the austral winter and spring (Gallo *et al.*, 2006). A seasonal pattern in the occurrence of juvenile green turtles in feeding areas was observed in Texas, USA (Shaver, 1994) and Florida, USA (Mendonça & Ehrhart, 1982); however, in those instances peak occurrence was in the summer of the northern hemisphere (around July–August), that is, these seasonal patterns were opposite to the one found for green turtles in the two initial years of this study.

The captured green turtles were generally juveniles, with CCL (except for one turtle) well smaller than the minimum CCL of green turtles nesting in the Atlantic. For turtles in normal health condition (N = 378), the CCL distribution was significantly different from the CCL distribution of green turtles free of tumours either stranded or incidentally captured in fishing gear in the State of Espírito Santo (N = 615; TAMAR, unpublished data) (Mann–Whitney test,

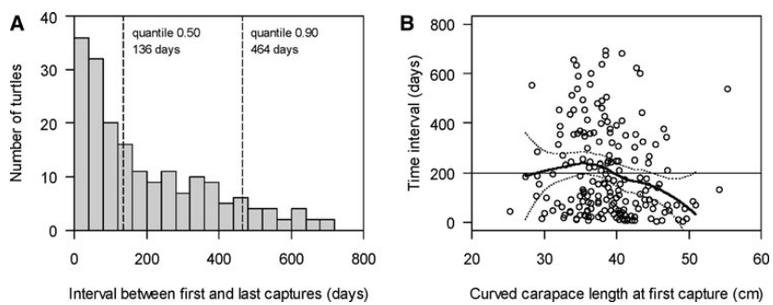


Fig. 9. Left (panel A): distribution of the time interval between first and last captures, for turtles in the five health condition classes combined (N = 190 turtles). The dashed vertical lines indicate the quantiles 0.50 (the median) and 0.90 of the distribution. Right (panel B): time interval between first and last captures by curved carapace length at first capture, for turtles in the five health condition classes combined (N = 190 turtles); the solid curve is a loess regression (N = 187 turtles), the dotted curves indicate 95% pointwise confidence intervals; the leftmost data point and the two rightmost ones were excluded from the loess regression; the horizontal line indicates the mean time interval for the points included in the loess regression (198.8 days).

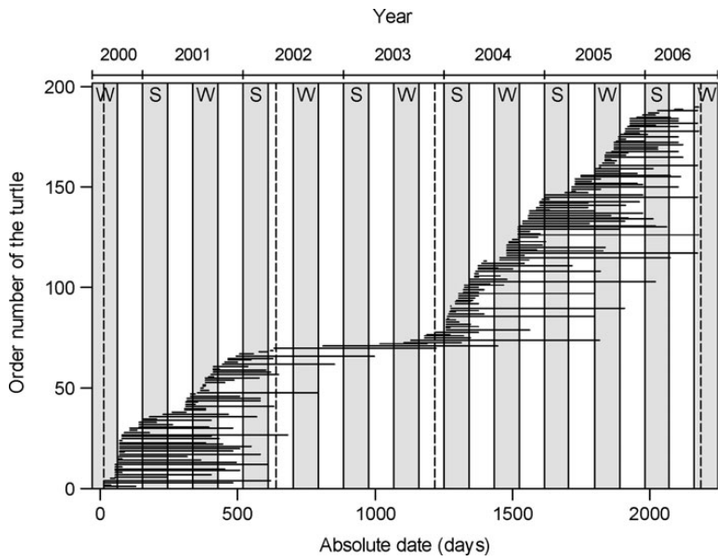


Fig. 10. Time interval between first and last captures of each turtle, for turtles in the five health condition classes combined (N = 190 turtles). Each horizontal line represents the time interval for one turtle, and is delimited by the dates of the turtle's first capture and last capture; dates are expressed as absolute dates (number of days since 31 July 2000). The calendar years are indicated in the top part of the graph. Austral seasons: W, winter; S, summer (spring and autumn are located in-between). The dashed vertical lines indicate (from left to right) the dates 11 August 2000 (start of fieldwork), 1 May 2002 (the approximate start of a period when a noticeable decrease in capture rates was observed; see Figure 1), 30 November 2003 (the approximate end of that period) and 25 July 2006 (end of fieldwork).

$P = 0.036$); however, the mean CCL was 39.7 cm in this study and it was 41.1 cm in Espírito Santo, that is, they were relatively close in biological terms. The overall (i.e. for the five health condition classes combined) mean CCL of green turtles in this study (40.3 cm) was quite close to the mean CCL of green turtles found in Ubatuba (either stranded or incidentally captured in fishing gear or captured through free diving), which was 40.6 cm (Gallo *et al.*, 2006).

Green turtles could be attracted to the discharge channel by the presence of algae there, and their abundance in the channel could depend, at least in part, on the amount of algae. Some sort of relationship seems to have occurred during the study period between the amount of algae in the channel and the number of turtles found there. Generally, when capturing turtles, a relatively large amount of algae was collected by the nets, but a noticeable decrease in the collected amount was observed from mid-2002 to the end of 2003 approximately, a period of time when green turtle CPUEs were quite low (Figure 1); however, no quantitative measurements are available on that matter. Little is known about the diet of juvenile green turtles in eastern Brazil, and how the diet varies among different locations along the coast. Santos (2009) analysed the stomach contents of 15 dead juvenile green turtles in the Bay of Vitória, at a place about 10 km from the study area, and found that 96% of the dry biomass was composed of algae (Chlorophyceae and Rhodophyceae), and about 4% was composed of the seagrass *Halodule wrightii*. On the north coast of the State of São Paulo, about 600 km south-west of the study area, Sazima & Sazima (1983) found that four dead juvenile green turtles ate exclusively algae (Chlorophyceae, Phaeophyceae and Rhodophyceae). However, Guebert (2008), studying 80 dead juvenile green turtles in the Bay of Paranaguá, State of Paraná, about 1000 km south-west of the study area, found that, although algae (Chlorophyceae, Phaeophyceae and Rhodophyceae) were a part of their diet, the seagrass *Halodule wrightii* and mangrove propagules *Avicennia schaueriana* comprised a substantial part (53% in volume) of that diet.

The presence and relative abundance of green turtles in the discharge channel could also be due to the relatively high water temperature there, when compared with the sea temperature around the study area. The discharge channel could attract turtles for different reasons. It could be a kind of refuge for the turtles, which would get there to avoid colder waters in the region around; behaviour of this kind has been observed in Florida, USA, for manatees, which overwinter in natural warm-water springs and warm-water discharges of power plants (Laist & Reynolds, 2005). We consider it unlikely that green turtles use the discharge channel to avoid waters in the region around the study area that would be excessively cold, since the Espírito Santo coast, located in the tropical zone, has mild water temperatures throughout the year; in 2001–2006, the mean monthly sea surface temperature in a $2^\circ \times 2^\circ$ region around the study area was in the range of 23.4–28.3°C (data obtained from the Smith–Reynolds Extended Reconstructed Sea Surface Temperatures Database, National Climatic Data Center, USA; Smith *et al.*, 2008); these temperatures are well above the low temperatures that could depress the physiological processes of sea turtles (Milton & Lutz, 2003). Furthermore, juvenile green turtles can be observed in relatively large numbers throughout the year along the Espírito Santo coast (E. Torezani and C. Baptistotte, personal observations) and also in Ubatuba, State of São Paulo (Gallo *et al.*, 2006), located about 600 km

south-west of the study area, where, due to the higher latitude, sea temperatures are generally lower than those in the study area.

The presence of green turtles in the discharge channel could also be a way to cope with the tumour disease. Turtles (Monagas & Gatten, 1983) and other reptiles (lizards, alligators and snakes; Burns *et al.*, 1996; Kluger *et al.*, 1996) have been shown to attain a 'behavioural fever' (maintaining a higher body temperature by behavioural means) when experimentally challenged with either live bacteria or bacterial endotoxins and offered a gradient of ambient temperatures to select from; Amaral *et al.* (2002) showed that the experimental infection of turtles with bacterial endotoxins may generate opposite thermoregulatory responses, depending on the dose of the infectious material. Swimmer (2006), on the basis of experiments with juvenile green turtles and taking into account the existence of 'behavioural fevers' in reptiles, has proposed that green turtles with FP use basking as a way to attain a febrile state that could boost their immunological response to the tumour disease. In the present study, the relatively high water temperature at the discharge channel could have played, for tumoured turtles, a role similar to basking in Swimmer's (2006) hypothesis. The prevalence of tumoured turtles did not depend significantly on the water temperature (Figure 3B), and there was no significant difference in the time interval between the first and last captures among the five health condition classes, which indicates that tumoured turtles did not stay in or around the study area longer than healthy turtles. However, the prevalence of tumoured turtles did vary significantly with time, as seen in Figure 3C. We cannot advance any explanation for that variation, and neither for the fact that the prevalence was highest when captures, and presumably the abundance of turtles in the discharge channel, were at their lowest levels. No data are available on the prevalence of tumoured green turtles in the sea around the discharge channel, to be compared with the prevalence of tumoured turtles in that channel.

In the present study, a significant negative relationship was found between CPUE and water temperature for turtles in normal health condition (Figure 2B), but CPUE did not vary significantly with water temperature for tumoured turtles (Figure 2C). The water in the discharge channel was on average 8.1°C hotter than that at intake, but the maximum monthly difference was 10.3°C, and the maximum monthly mean water temperature at the discharge channel was 34.6°C. Sea turtles seem generally to prefer warmer waters, but there should be an optimum temperature range for them; at higher temperatures, overheating might be a problem (Mrosovsky, 1980). The months when the lowest CPUEs were found, from mid-2002 to the end of 2003 approximately (Figure 1), were also the months with the highest water temperatures at the discharge channel, with monthly mean temperatures often above 33°C (Figure 2A); the elevated temperatures in these months could be one of the reasons for the near disappearance of turtles from the discharge channel in that period.

The time interval between the first and last captures provides some information on the turtles' residency time in the study area or in the area just around. We cannot rule out the possibility of green turtle movements (diel or other) between the discharge channel and the area around (Lyon *et al.*, 2006; Seminoff & Jones, 2006); a turtle, once captured, could maybe spend some time in the sea outside the channel and return to it later, to be recaptured there. Green turtles seemed to spend a relatively small amount of time in or around the study area: half of the turtles seemed to stay there less than about five months, and 90% seemed to stay less than 1.3 years. It has been suggested that sea turtles may move to higher latitudes around the summer, returning to lower latitudes as the temperature falls around the winter (Epperly *et al.*, 1995). In the present study, the generally short recapture intervals seem to exclude the possibility of green turtle seasonal movements between the study area and other places, and indicate instead some residency in or around the study area for a relatively short time. The available data indicate that the study area (possibly including the area just around) is generally a transient developmental habitat for green turtles, where juveniles feed and grow during some period of time in their life. A similar pattern was found in Ubatuba, Brazil (Gallo *et al.*, 2006).

Table 1 presents mean annual growth rates for some juvenile green turtle populations in the Atlantic, all of them from the southern United States or the Caribbean. By means of *t*-tests, one can see that, out of eight populations, five have mean growth rates significantly higher than those found (by two different methods) in this study, one population has mean growth rate significantly smaller than those found in this study, and two populations have mean growth rates that are not significantly different from those found in this study; estimates of the mean annual growth rates (for the size-classes included in Table 1) range from 2.5 to 9.5 cm/year. Growth of green turtles may be related to diet, rate of ingestion, habitat quality, season, size, genetic composition of the individual, water temperature and the population density of turtles in a given area (Bjorndal & Bolten, 1988; Boulon & Frazer, 1990; Collazo *et al.*, 1992; Bjorndal *et al.*, 2000). Growth rates may vary by individual and generally decrease with increased size (Mendonça, 1981; Bjorndal & Bolten, 1988; Boulon & Frazer, 1990; Shaver, 1994), but this was not observed in this study (Figure 7B). However, it should be noted that the range of CCLs among individuals included in the loess regression in Figure 7B was relatively small; the minimum and maximum values of these CCLs were 27.4 and 46.9 cm respectively, and the quantiles 0.10 and 0.90 were 32.1 and 43.4 cm respectively. Small juvenile green turtles in the Pacific can have much lower growth rates than those in the Atlantic, possibly due to density-dependent effects (Bjorndal *et al.*, 2000).

The prevalence of tumours in this study (34.4%) is significantly higher than the one found for green turtles (mostly juveniles) either stranded or incidentally captured by fishing gear on the State of Espírito Santo coast in 2001–2006, which was 21.2% (mean CCL = 42.4 cm, median = 40.0, SD = 9.1, range = 24.1–83.0, quantile 10 = 34.0, quantile 90 = 54.0, N = 780 turtles; TAMAR, unpublished data) (Chi-square test, df = 1, $P < 0.00001$).

Worldwide, the estimated FP prevalence in green turtles can be as high as 92% (Aguirre, 1998). In Florida, that prevalence varied in 1975–1981 between 0 and 72.5% (Ehrhart, 1991); in Hawaii, it varied in 1983–1990 between 1% and 92% (Balazs, 1991); in Australia, in 1998 it varied between 0 and 70% (Aguirre *et al.*, 2000); in Indonesia the mean prevalence in 1994 was 21.5% (Adnyana *et al.*, 1997). In Brazil, the FP prevalence in green turtles in the State of Espírito Santo in 2001–2006 was 20.9% (N = 790 turtles; TAMAR, unpublished data), and in the States of Ceará, Rio Grande do

Table 1. Growth rates of some green turtle populations in the Atlantic, together with data from this study (turtles in normal health condition). Growth rates are only provided for turtles with curved carapace length (CCL) in the approximate range of 30–45 cm, in accord with data from this study (see Figure 7B). Straight carapace lengths in the literature have been converted to CCLs (see Materials and Methods). In this study, the growth rate was estimated by two different methods (see Materials and Methods); accordingly, to compare each population in the Atlantic to the Brazilian population, two *t*-tests were done, each test dealing with one of the results relative to the Brazilian population; *P* values for both *t*-tests are presented; an asterisk (*) indicates significant results for both *t*-tests.

Place	Range of CCL (cm)	Mean growth rate ± 1 standard error (cm/y)	N	Capture dates	Reference	*P* value of the *t*-tests
Florida, USA	31.7–42.4	5.7 ± 3.0	4	1976–1979	Mendonça, 1981	0.183/0.160
Bahamas	31.7–37.0	9.4 ± 0.7	5	1979–1985	Bjordnal & Bolten, 1988	<0.0001/<0.0001 (*)
Bahamas	37.0–42.4	9.4 ± 1.4	5	1979–1985	Bjordnal & Bolten, 1988	<0.001/<0.001 (*)
US Virgin Islands	31.7–42.4	5.3 ± 1.8	26	1913–1914 and 1981–1986 (combined)	Boulon & Frazer, 1990	<0.0001/<0.0001 (*)
Puerto Rico	31.7–42.4	5.4 ± 3.4	6	1987–1989	Collazo *et al.*, 1992	0.160/0.133
Texas, USA	31.7–42.4	9.5 ± 2.9	13	1989–1992	Shaver, 1994	<0.0001/<0.0001 (*)
Florida, USA	31.7–42.3	4.7 ± 2.6	70	1989	Zug & Glor, 1998	<0.0001/<0.0001 (*)
Florida, USA	31.7–42.4	2.5 ± 1.2	48	1994–1999	Bresette & Gorham, 2001	0.001/0.026 (*)
Espírito Santo, Brazil (annual variation method)	27.4–46.9	3.11 ± 0.261	60	2000–2006	This study	
Espírito Santo, Brazil (loess method)	27.4–46.9	2.91 ± 0.354	60	2000–2006	This study	

Norte, Sergipe, Bahia, Rio de Janeiro, São Paulo and Santa Catarina in 2000–2005 it ranged between 3.5 and 36.9% (sample size for each state ranged between 58 and 3456 turtles), while no tumours were observed on the oceanic islands Fernando de Noronha (N = 501 turtles) and Atol das Rocas (N = 486 turtles) (Baptistotte, 2007). Turtles inhabiting either waters near the coast or places with a relatively large human concentration nearby, or interior waters like lagoons, have generally a higher FP prevalence than those inhabiting deeper waters off the coast (George, 1997); a higher prevalence of FP in green turtles near areas of dense human population and industry was observed in Indonesia (Adnyana *et al.*, 1997). A relatively high FP prevalence has been observed in areas with a large degree of marine habitat degradation and pollution; these environmental conditions could act as cofactors in relation to FP occurrence (Foley *et al.*, 2005).

Turtles with tumours had a higher CCL than those without tumours, and turtles in classes T-TS2 and T-TS3 had a higher CCL than those in class T-TS1 (Figure 5), possibly because there was more time for larger, and presumably older, turtles to be exposed to the possible causative agents and/or to develop tumours. Work *et al.* (2003, 2004) found that green turtles with tumour scores TS3 had SCL significantly larger than turtles with scores TS1 and TS2. Aguirre *et al.* (1994) showed that green turtles with FP were larger and heavier than those without FP. Adnyana *et al.* (1997) suggested that the higher FP prevalence in larger turtles inhabiting polluted waters could be due to a possible association between the duration of exposure to pollutants and the development of tumours. Chaloupka & Balazs (2005) suggested that larger turtles may have more severe tumours because they are presumably older and so could have had a longer exposure to the factors that cause the disease.

Turtles with tumours tended to weigh less than turtles of the same CCL in normal health condition (Figure 6), and the growth rate of tumoured turtles in classes T-TS2 and T-TS3 was smaller than that of turtles in classes NoT-N and T-TS1 (Figure 8). Balazs *et al.* (1998, 2000) found a significant difference in growth rate among the different tumour scores for green turtles in Hawaii; turtles with higher tumour scores had smaller growth rates. Chaloupka & Balazs (2005) observed that turtles with severe tumour affliction (TS3) exhibited significantly slower growth rates when compared with turtles without tumours.

In the present study, turtles in the T-TS3 class had tumours mainly on or around the eyes, on the flippers and neck and sometimes on the tail and carapace; this caused problems like reduction in vision or blindness and in some cases reduction in the turtles' ability to dive; the outcome was often some difficulty in feeding, which probably negatively affected the growth rate. Adnyana *et al.* (1997) observed a strong negative correlation between the number of tumours on or around the eyes of green turtles and the weight/CCL ratio, an index that was intended to assess the degree of debility of the animals; these authors stated that the impaired vision presumably interfered with the turtles' ability to feed. Fibropapillomatosis can also interfere with the hydrodynamics and swimming ability of sea turtles (Balazs & Pooley, 1991).

No tumours were observed in this study in the oral region of the turtles. In Florida, USA, in 1980–2002, among 280 stranded green turtles with FP that were necropsied, one turtle (0.4%) had oral tumours, and, in 1994–2002, among 127 green turtles captured at the water intake channel of a power plant and found to have FP, one turtle (0.8%) had oral tumours (Bresette *et al.*, 2003). In Hawaii, higher rates of oral tumours were observed: in 1989–1997, for green turtles captured through diving, 40% of the turtles with FP had oral tumours (N = 255 turtles with FP; Balazs *et al.*, 2000); and among 254 green turtles stranded in 1993–2003, 203 (80%) had oral tumours (Work *et al.*, 2004).

The origin of the green turtles found in the discharge channel is unknown since no genetic analyses have been performed of the captured turtles. Several green turtle rookeries, some of them with a relatively large annual number of nestings, exist in the Atlantic (Hirth, 1997). Naro-Maciel *et al.* (2007) showed through genetic analyses based on

mitochondrial DNA (mtDNA) that juvenile green turtles found in Almofala, State of Ceará, northern Brazil, and in Ubatuba, State of São Paulo, south-eastern Brazil, originate largely from Ascension Island (United Kingdom) but also possibly from several other rookeries in the Atlantic, mainly Tortuguero (Costa Rica), Matapica (Surinam), Aves Island (Venezuela) and Trindade Island (Brazil).

Due to the special ecological conditions in the discharge channel, the results obtained in this study should be extrapolated to green turtles in other areas of the Espírito Santo coast only with caution.

ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the ArcelorMittal Tubarão Steel Company for financial and operational support for this research, and also the trainees (university students) and fishermen who helped to capture and handle the turtles. Our thanks also to Dr Ana Paula Valentim Pereira, who identified the kinds of algae found in the effluent discharge channel. We are much indebted to the two anonymous referees, whose thoughtful comments and ideas helped us to improve significantly the manuscript. This article is a modified and extended version of a master's thesis in biological sciences presented by the first author (E.T.) to Universidade Federal do Espírito Santo in 2004; E.T. thanks Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) for financial support. Projeto TAMAR, a conservation programme of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio (the Brazilian Institute for Biodiversity Conservation—Instituto Chico Mendes), is co-managed by Fundação Pró-Tamar and is officially sponsored by Petrobras.

REFERENCES

Adnyana W., Ladds P.W. and Blair D. (1997) Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. *Australian Veterinary Journal* 75, 737–742.

Aguirre A. (1998) Fibropapillomas in marine turtles: a workshop at the 18th Annual Symposium on Biology and Conservation of Sea Turtles. *Marine Turtle Newsletter* 82, 10–12.

Aguirre A.A., Balazs G.H., Zimmerman B. and Spraker T.R. (1994) Evaluation of Hawaiian green turtles (*Chelonia mydas*) for potential pathogens associated with fibropapillomas. *Journal of Wildlife Diseases* 30, 8–15.

Aguirre A., Limpus C.J., Spraker T.R. and Balazs G.H. (2000) Survey of fibropapillomatosis and other potential diseases in marine turtles from Moreton Bay, Queensland, Australia. In Kalb H. and Wibbels T. (eds) *Proceedings of Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SEFSC 443, 36.

Amaral J.P.S., Marvin G.A. and Hutchison V.H. (2002) The influence of bacterial lipopolysaccharide on the thermoregulation of the box turtle *Terrapene carolina*. *Physiological and Biochemical Zoology* 75, 273–282.

Balazs G.H. (1991) Current status of fibropapillomas in the Hawaiian green turtle, *Chelonia mydas*. In Balazs G.H. and Pooley S.G. (eds) *Research plan for marine turtle fibropapilloma*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SWFSC 156, 47–57.

Balazs G.H. and Pooley S.G. (eds) (1991) *Research plan for marine turtle fibropapilloma*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SWFSC 156.

Balazs G.H., Puleloa W., Medeiros E., Murakawa S.K.K. and Ellis D.M. (1998) Growth rates and incidence of fibropapillomatosis in Hawaiian green turtles utilizing coastal foraging pastures at Palaau, Molokai. In Epperly S.P. and Braun J. (eds) *Proceedings of the Seventeenth Annual Sea Turtle Symposium*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SEFSC 415, 141–143.

Balazs G.H., Murakawa S.K.K., Ellis D.M. and Aguirre A.A. (2000) Manifestation of fibropapillomatosis and rates of growth of green turtles at Kaneohe Bay in the Hawaiian Islands. In Abreu-Grobois F.A., Briseño-Dueñas R., Márquez R. and Sarti L. (eds) *Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SEFSC 436, 112–113.

Baptistotte C. (2007) *Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira*. Doctoral thesis. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP, Brazil.

Baptistotte C., Rieth D.B., Becker J.H., Lopez G., Castilhos J.C., Lima E.H.S.M., Bellini C., Matushima E.R. and Barata P.C.R. (2001) Prevalência de fibropapilomas em tartarugas marinhas em áreas de alimentação no Brasil. In *Anais do V Congresso e X Encontro da Associação Brasileira de Veterinários de Animais Selvagens*. São Paulo, Brazil: ABRAVAS, p. 29.

Bellini C., Marcovaldi M.A., Sanches T.M., Grossman A. and Sales G. (1996) Atol das Rocas Biological Reserve: second largest *Chelonia* rookery in Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 72, 1–2.

Bellini C. and Sanches T.M. (1996) Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 74, 12–13.

Bjorndal K.A. and Bolten A.B. (1988) Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. *Copeia* 1988, 555–564.

Bjorndal K.A., Bolten A.B. and Chaloupka M.Y. (2000) Green turtle somatic growth model: evidence for density dependence. *Ecological Applications* 10, 269–282.

Boulon R.H. Jr and Frazer N.B. (1990) Growth of wild juvenile Caribbean green turtles, *Chelonia mydas*. *Journal of Herpetology* 24, 441–445.

Bresette M. and Gorham J. (2001) Growth rates of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) from the Atlantic coastal waters of St. Lucie County, Florida, USA. *Marine Turtle Newsletter* 91, 5–6.

Bresette M.J., Foley A.M., Singewald D.A., Singel K.E., Herren R.M. and Redlow A.E. (2003) The first report of oral tumors associated with fibropapillomatosis in Florida, USA. *Marine Turtle Newsletter* 101, 21–23.

Burns G., Ramos A. and Muchlinski A. (1996) Fever response in North American snakes. *Journal of Herpetology* 30, 133–139.

Chaloupka M. and Balazs G. (2005) Modelling the effect of fibropapilloma disease on the somatic growth dynamics of Hawaiian green sea turtles. *Marine Biology* 147, 1251–1260.

Cleveland W.S., Grosse E. and Shyu W.M. (1993) Local regression models. In Chambers J.M. and Hastie T.J. (eds) *Statistical models in S*. London, UK: Chapman & Hall, pp. 309–376.

Collazo J.A., Boulon R. Jr. and Tallevast T.L. (1992) Abundance and growth patterns of *Chelonia mydas* in Culebra, Puerto Rico. *Journal of Herpetology* 26, 293–300.

Conover W.J. (1999) *Practical nonparametric statistics*. 3rd edition. New York, USA: John Wiley & Sons.

Ehrhart L.M. (1991) Fibropapillomas in green turtles of the Indian River Lagoon, Florida: distribution over time and area. In Balazs G.H. and Pooley S.G. (eds) *Research plan for marine turtle fibropapilloma*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SWFSC 156, 59–61.

Epperly S.P., Braun J., Chester A.J., Cross F.A., Merriner J.V. and Tester P.A. (1995) Winter distribution of sea turtles in the vicinity of Cape Hatteras and their interactions with the summer flounder trawl fishery. *Bulletin of Marine Science* 56, 547–568.

Foley A.M., Schroeder B.A., Redlow A.E., Fick-Child K.J. and Teas W.G. (2005) Fibropapillomatosis in stranded green turtles (*Chelonia mydas*) from the eastern United States (1980–98): trends and associations with environmental factors. *Journal of Wildlife Diseases* 41, 29–41.

Gallo B.M.G., Macedo S., Giffoni B.B., Becker J.H. and Barata P.C.R. (2006) Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. *Chelonian Conservation and Biology* 5, 93–101.

George R.H. (1997) Health problems and diseases of sea turtles. In Lutz P.L and Musick J.A. (eds) *The biology of sea turtles, Volume I*. Boca Raton, USA: CRC Press, pp. 363–385.

Good P.I. (2005) *Permutation, parametric and bootstrap tests of hypothesis*. 3rd edition. New York, USA: Springer.

Guebert F.M. (2008) *Ecologia alimentar e consumo de material inorgânico por tartarugas-verdes*, Chelonia mydas, *no litoral do Estado do Paraná*. Master's thesis. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, Brazil.

Hastie T.J. (1993) Generalized additive models. In Chambers J.M. and Hastie T.J. (eds) *Statistical models in S*. London, UK: Chapman & Hall, pp. 249–307.

Hastie T.J. and Tibshirani R.J. (1990) *Generalized additive models*. Boca Raton, USA: Chapman and Hall/CRC.

Heppell S.S., Snover M.L. and Crowder L.B. (2003) Sea turtle population ecology. In Lutz P.L., Musick J.A. and Wyneken J. (eds) *The biology of sea turtles, Volume II*. Boca Raton, USA: CRC Press, pp. 275–306.

Hirth H.F. (1997) *Synopsis of the biological data on the green turtle* Chelonia mydas *(Linnaeus 1758)*. Biological Report, No. 97(1). Washington, DC, USA: US Fish and Wildlife Service.

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) (2003) *Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*. [www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm; accessed 20 March 2008].

Kluger M.J., Kozak W., Conn C.A., Leon L.R. and Soszynski D. (1996) The adaptive value of fever. *Infectious Disease Clinics of North America* 10, 1–20.

Laist D.W. and Reynolds J.E., III. (2005) Influence of power plants and other warm-water refuges on Florida manatees. *Marine Mammal Science* 21, 739–764.

Landsberg J.H., Balazs G.H., Steidinger K.A., Baden D.G., Work T.M. and Russel D.J. (1999) The potential role of natural tumor promoters in marine turtle fibropapillomatosis. *Journal of Aquatic Animal Health* 11, 199–210.

Lyon B., Seminoff J.A., Eguchi T. and Dutton P.H. (2006) *Chelonia* in and out of the Jacuzzi: diel movements of East Pacific green turtles in San Diego Bay, USA. In Frick M., Panagopoulou A., Rees A.F. and Williams K. (eds) *Book of Abstracts. Twenty-sixth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Athens, Greece: International Sea Turtle Society, p. 101.

Marcovaldi M.A. and dei Marcovaldi G.G. (1999) Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR–IBAMA. *Biological Conservation* 91, 35–41.

Matushima E.R., Longatto Filho A., di Loretto C., Kanamura C.T., Gallo B. and Baptistotte M.C. (2000) Cutaneous papillomas of green turtles: a morphological and immunohistochemical study in Brazilian specimens. In Kalb H. and Wibbels T. (eds) *Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SEFSC 443, 237–239.

Mendonça M.T. (1981) Comparative growth rates of wild immature *Chelonia mydas* and *Caretta caretta* in Florida. *Journal of Herpetology* 15, 447–451.

Mendonça M.T. and Ehrhart L.M. (1982) Activity, population size and structure of immature *Chelonia mydas* and *Caretta caretta* in Mosquito Lagoon, Florida. *Copeia* 1982, 161–167.

Milton S.L. and Lutz P.L. (2003) Physiological and genetic responses to environmental stress. In Lutz P.L., Musick J.A. and Wyneken J. (eds) *The biology of sea turtles, Volume II*. Boca Raton, USA: CRC Press, pp. 163–197.

Monagas W.R. and Gatten R.E., Jr. (1983) Behavioural fever in the turtles *Terrapene carolina* and *Chrysemys picta*. *Journal of Thermal Biology* 8, 285–288.

Moreira L., Baptistotti C., Scalfone J., Thomé J.C. and de Almeida A.P.L.S. (1995) Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 70, 2.

Mrosovsky N. (1980) Thermal biology of sea turtles. *American Zoologist* 20, 531–547.

Naro-Maciel E., Becker J.H., Lima E.H.S.M., Marcovaldi M.A. and DeSalle R. (2007) Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. *Journal of Heredity* 98, 29–39.

R Development Core Team (2008) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing [www.R-project.org].

Sanches T.M. and Bellini C. (1999) Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 3, 308–311.

Santos R.G. (2009) *Avaliação da população de tartaruga-verde*, Chelonia mydas, *em uma área de alimentação e desenvolvimento degradada no litoral do Espírito Santo, sudeste brasileiro*. Master's thesis. Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, Brazil.

Sazima I. and Sazima M. (1983) Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral norte paulista. *Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo* 32, 199–203.

Seminoff J.A. (2004) *Chelonia mydas*. In IUCN 2008: *2008 IUCN Red List of Threatened Species*. [www.iucnredlist.org; accessed on 1 December 2008].

Seminoff J.A. and Jones T.T. (2006) Diel movements and activity ranges of green turtles (*Chelonia mydas*) at a temperate foraging area in the Gulf of California, Mexico. *Herpetological Conservation and Biology* 1, 81–86.

Shaver D.J. (1994) Relative abundance, temporal patterns, and growth of sea turtles at the Mansfield Channel, Texas. *Journal of Herpetology* 28, 491–497.

Smith G.M. and Coates C.W. (1938) Fibro-epithelial growths of the skin in large marine turtles, *Chelonia mydas* (Linnaeus). *Zoologica* 23, 93–98.

Smith T.M., Reynolds R.W., Peterson T.C. and Lawrimore J. (2008) Improvements to NOAA's historical merged land–ocean surface temperature analysis (1880–2006). *Journal of Climate* 21, 2283–2296 [http://www.ncdc.noaa.gov/oa/climate/research/sst/ersstv3.php; accessed 13 April 2009].

Swimmer J.Y. (2006) Relationship between basking and fibropapillomatosis in captive green turtles (*Chelonia mydas*). *Chelonian Conservation and Biology* 5, 305–309.

Teas W.G. (1993) *Species composition and size-class distribution of marine turtle strandings on the Gulf of Mexico and Southeast United States Coasts, 1985–1991*. NOAA Technical Memorandum NMFS–SEFSC 315.

Walsh M. (1999) Rehabilitation of sea turtles. In Eckert K.L., Bjorndal K.A., Abreu-Grobois F.A. and Donnelly M. (eds) *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 202–207.

Work T.M. (2005) Cancer in sea turtles. *Hawaii Medical Journal* 64, 23–24.

Work T.M. and Balazs G.H. (1999) Relating tumor score to hematology in green turtles with fibropapillomatosis in Hawaii. *Journal of Wildlife Diseases* 35, 804–807.

Work T.M., Balazs G.H., Wolcott M. and Morris R.A. (2003) Bacteraemia in free-ranging Hawaiian green turtles *Chelonia mydas* with fibropapillomatosis. *Diseases of Aquatic Organisms* 53, 41–46.

Work T.M., Balazs G.H., Rameyer R.A. and Morris R.A. (2004) Retrospective pathology survey of green turtles *Chelonia mydas* with fibropapillomatosis in the Hawaiian Islands, 1993–2003. *Diseases of Aquatic Organisms* 62, 163–176.

Zar J.H. (1996) *Biostatistical analysis*. 3rd edition. Upper Saddle River, USA: Prentice-Hall.

and

Zug G.R. and Glor R.E. (1998) Estimates of age and growth in a population of green sea turtles (*Chelonia mydas*) from the Indian River lagoon system, Florida: a skeletochronological analysis. *Canadian Journal of Zoology* 76, 1497–1506.

Correspondence should be addressed to:
Evelise Torezani
Projeto TAMAR–ICMBio
Avenida Paulino Muller 1111
Vitória—ES
29040-715 Brazil
email: evelise@tamar.org.br

Marine Turtle Newsletter 128:16-19, © 2010

Marine Turtle Newsletter

Incidental Capture of Sea Turtles by the Lobster Fishery off the Ceará Coast, Brazil

Eduardo H.S.M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1] & Paulo C.R. Barata[2]
[1]*Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto TAMAR 151, Almofala-CE, 62592-000 Brazil (E-mail: eduardo.lima@tamar.org.br);*
[2]*Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, Rio de Janeiro-RJ, 21041-210 Brazil (paulo.barata@ensp.fiocruz.br)*

The incidental capture in fishing activities is considered to be one of the main threats to sea turtles worldwide (National Research Council 1990). In Brazil, sea turtles have been incidentally captured in artisanal and industrial fisheries targeting a range of species of fish and crustaceans, in both the coastal environment and the open sea (Thomé *et al*. 2003). In this note, we present some information on the incidental capture of green (*Chelonia mydas*), hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles by the lobster fishery operating off the state of Ceará coast, north-eastern Brazil, where Projeto TAMAR-ICMBio (TAMAR), the Brazilian Sea Turtle Conservation Program (Marcovaldi & Marcovaldi 1999), maintains a station at Almofala (02°56'17"S, 39°48'51"W), in the municipality of Itarema (Lima 2001). Green turtles, hawksbill and loggerheads are currently listed as Endangered or Critically Endangered by the IUCN (www.iucnredlist.org), and are included in the Brazilian government's official list of endangered fauna (IBAMA 2003).

The state of Ceará coast is approximately 570 km long. Five sea turtle species have been recorded there by TAMAR: green turtle, loggerhead, hawksbill, olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) (Marcovaldi & Marcovaldi 1999; Lima *et al*. 2003; Lima *et al*. 2007; Lima *et al*. 2008). The lobster fishery in that region targets the Caribbean spiny lobster *Panulirus argus* (in Portuguese: "*lagosta-vermelha*") and the smoothtail spiny lobster *Panulirus laevicauda* ("lagosta-cabo-verde" or "lagosta-verde"). Lobstering is a relatively important economic activity in Ceará: in 2005, 2970 metric tons of lobsters worth about 82 million Brazilian reais (36 million US dollars) were fished; this amounted to 16.1% of the total weight of fish and crustaceans caught in Ceará in that year and to 56.7% of the total monetary value (IBAMA 2007).

We obtained data through dedicated surveys and monitoring activities carried out by TAMAR in 2004, 2005 and 2006. These surveys were carried out before a Brazilian federal regulation prohibiting the use of set nets to catch lobsters was put in force on 1 January 2007 (see below). Some preliminary data on the incidental capture of sea turtles by the lobster fishery in Ceará, obtained by means of a survey carried out in 2001, similar to the ones reported in this note, were presented by Brosig (2003). With this note we present further evidence on how the use of set nets by the lobster fishery impacts sea

turtles in Ceará. We hope that this note will provide governmental officers, fishermen and other people concerned with sea turtle conservation with appropriate arguments for maintaining in the long run the current legal prohibition against using set nets to catch lobsters in that state.

The study area is composed of three localities in the municipality of Itarema, on the western coast of Ceará: Almofala, Porto dos Torrões (5 km east of Almofala) and Porto dos Barcos (12 km west of Almofala). Porto dos Torrões and Porto dos Barcos are the main ports for the lobster fishery in the municipality of Itarema, and many boat masters live there. There is no port at Almofala, but some boat masters who use Porto dos Torrões and Porto dos Barcos as their home ports live in Almofala and were surveyed there.

Different kinds of boats are currently used by the lobster fishery in Ceará. Most commonly, motorized boats (18 to 70 hp) of up to 10 m in length and wooden hull are used, with a crew of four people and able to stay up to five days at sea. Less common are boats of up to 15 m in length with hull made of either wood or steel and engines in the range of 70 to 130 hp, with a cabin on the deck, mechanical gear to haul nets aboard, and equipped with radio, echo sounder and some electronic navigational apparatus; these boats have usually a crew of five to six people and are able to stay up to 30-40 days at sea, but most boats stay around 15-20 days at sea. This fishing fleet operates over the continental platform at depths between 20 and 80 m. Until 14 November 2008, fishing was carried out from 1 May to 31 December as between 1 January and 30 April there was a period of time (the “defeso”) when fishing was forbidden by law as a way to protect the reproduction of lobsters; however, due to lack of adequate law enforcement, fishing was sometimes carried out year-round. Since 14 November 2008, the “defeso” extends by law from 1 December to 31 May.

The Ceará lobster fishery operating by means of motorized boats has traditionally employed set nets (“redes de caçoeira”) as their fishing gear. These nets are blue in color and made up of multifilament nylon 210/12 or 210/18, with stretched mesh size of 13 cm, and with height of about 2.5 m and length of 100-200 m. The nets are equipped with floats on the upper line and lead weights on the bottom line for balance. In each net around 5-7 wood sticks (1.2 m in length and 3 cm diameter each) are fixed to the upper and bottom lines of the net, so that the net effectively stands in the water with a pocket created by the loose mesh. Each boat carries around 50 nets, which are most commonly deployed with 4-5 nets strung together lengthwise in a row.

An initial survey was carried out in the three localities between July and October 2004, involving fishermen from the local fishermen’s association (“Colônia de Pescadores Z-19”). There were 319 boats operating out of Porto dos Torrões and Porto dos Barcos in that year, and 74 boat masters participated in the survey. The objective was to obtain information on the number and characteristics of boats operating in the lobster fishery, number of fishermen working in that fishery, kinds of fishing gear and the main areas where fishing occurred, and also to obtain information on the incidental captures of sea turtles (species, size range, period of the year when turtles were captured, etc.). A questionnaire was applied to the boat masters; the questions were orally presented, and the answers were written down by the interviewer during the interview. Furthermore, an on board observer stayed for 15 days on one of the fishing boats, to record information on the fishing activities and the incidental capture of turtles.

In 2005 and 2006, our work gained a new dimension when we started a partnership with some boat masters, with the objective of monitoring the fishing activities with regard to the incidental capture of sea turtles by means of observers placed on board. We surveyed 63 boats masters in 2005 in Porto dos Torrões and Porto dos Barcos, where altogether there were 304 lobster boats operating in 2005. Among these 63 boat masters, 17 agreed to allow observers on board their boats, and also to record the location of the turtle's captures by means of either their Global Positioning System (GPS) equipment or, for boats without GPS equipment, through reference to well-known seamarks. In 2006, there were 273 boats operating out of the two ports; 37 boats masters were questioned, and 12 of them agreed to have observers on board their boats and to record the geographical location of the turtle's captures. Although so many boat masters agreed to have observers on board in 2005 and 2006, due to lack of financial resources only four fishing trips, two in 2005 and two in 2006, included observers. The observers recorded incidental captures and sightings at sea of sea turtles, and were well trained in species identification as well as turtle's carapace size measurements. The interviews with the boat masters were carried out in 2005 between September and November, and in 2006 between September and December. In both 2005 and 2006, the fishery monitoring at sea went on from 1 May to 31 December. Geographic information data will not be presented here due to lack of space.

No boat master participated in more than one survey. Our objective in choosing different boat masters in each year was to obtain as diverse a picture as possible of incidental captures of sea turtles by the lobster fishery. The same questions were given to the boat masters in 2004, 2005 and 2006.

In each year, a list was made of the boats whose masters agreed to voluntarily collaborate with our survey, and some boats' characteristics were recorded: names of the owner and of the master, crew number, size, engine power, electronic apparatuses, the way of conserving lobsters on board, hold capacity, average number of days spent at sea, number and size of nets. The masters were given a case containing pencil, eraser, sharpener and forms for writing down data, and also some printed materials of the educational campaign "Nets catch more than just fish" ("Nem tudo que cai na rede é peixe"), in which information on sea turtle species identification and some explanation on the recovery of drowned turtles could be found (Marcovaldi *et al*. 2005). The masters were expected to use that material to record locations where fishing was carried out and also any information on incidental captures and sightings of sea turtles. Some masters were also given a disposable camera, to take pictures of sea turtles incidentally captured or sighted at sea during fishing operations. The home ports of the boats were visited daily by TAMAR personnel to collect the information obtained by the boat masters.

Some information on the size class of captured turtles was provided by the fishermen without any turtle measurements; this information is not presented in this note. In 2005, the curved carapace length (CCL) of two turtles was measured by on board observers. One incidentally captured turtle was brought by fishermen to the TAMAR station at Almofala in 2005, and another one in 2006; these turtles were double tagged on the front flippers with inconel tags (National Band and Tag Company, USA; style 681), they were measured and weighed, and then released back into the sea; these data are included in the results.

Sea turtle species identification was performed by the fishermen, who, through their traditional knowledge, are well able to differentiate the several species, which are named by them according to local customs. Whenever there were observers on board, turtles were also identified to species by them, and there was never a disagreement between fishermen and on board observers with respect to species identification.

In 2004, 74 boat masters reported the incidental capture of 57 sea turtles: 34 green turtles, 2 loggerheads and 21 hawksbills. It was not recorded whether the turtles were dead or alive at capture. The capture-per-unit-effort (CPUE) in 2004 was 0.77 turtles per boat per year (the three species of captured turtles were pooled together in this calculation). The on board observer reported the sighting at sea of 5 turtles (3 green turtles, 1 loggerhead and 1 hawksbill). In 2005, 63 boat masters reported the capture of 14 dead sea turtles (4 green turtles, 6 hawksbills and 4 loggerheads; one hawksbill was found dead in the presence of an on board observer), and 13 turtles were reported as captured alive (8 green turtles and 5 hawksbills; these turtles were released back into the sea by the fishermen). The CPUE in 2005 was 0.43 turtles per boat per year. Furthermore, 83 turtles were sighted at sea in 2005: 49 green turtles, 23 loggerheads, 9 live hawksbills and 1 dead hawksbill, and also 1 olive ridley. Seven of these sightings were reported by on board observers (6 green turtles and 1 olive ridley), and the others were reported by fishermen.

Three turtles were measured in 2005: (1) green turtle, found dead in a set net, measured by an on board observer: CCL = 34.3 cm; (2) hawksbill, found dead in a set net, measured by an on board observer: CCL = 35.7 cm; (3) green turtle, captured alive and brought to the TAMAR station: CCL = 39.7 cm, weight = 6.0 kg. A hawksbill turtle captured dead by a lobster fisherman in 2005 off the Ceará coast (no CCL was recorded) had been tagged by TAMAR in 1999 (CCL = 39.0 cm in that year) around the Fernando de Noronha Archipelago (3°51'S, 32°25'W), about 800 km away from the location where it was captured by the lobster fishery.

In 2006, the 37 boat masters reported the capture of 25 dead turtles (4 green turtles and 21 hawksbills), and 12 turtles were reported as captured alive (4 green turtles and 8 hawksbills). The CPUE in 2006 was 1.00 turtles per boat per year. Also, 24 turtles were sighted at sea in 2006 (6 live green turtles, 2 dead green turtles and 16 live loggerheads). Among these sightings, 4 were reported by on board observers (3 live loggerheads and 1 dead green turtle). One turtle was measured in 2006, a hawksbill, captured alive and brought to the TAMAR station: CCL = 43.2 cm, weight = 9.0 kg.

The surveys and monitoring activities here reported showed that green turtles, loggerheads and hawksbills were incidentally captured by the lobster fishery. In 2005, 52% of the captured turtles were considered dead at the moment of capture, and in 2006 this percentage was 68%, although some of the turtles considered dead at the moment of capture may have been comatose. The turtles that died most probably drowned, as soak times for set nets used by the lobster fishery are usually from 6 to 12 hours. We have no information on mortality rates of turtles that have been recovered by the fishermen from drowning and released back into the sea. Neither olive ridleys nor leatherbacks were reported as incidentally captured, although one olive ridley was sighted at sea by an observer.

Many of the turtles sighted at sea were feeding on lobsters caught in nets or on algae entangled in them, but we do not have estimates of the number of times this kind of behavior was observed. We consider that this kind of feeding should be regarded as an interaction between the lobster fishery and sea turtles, since (1) nets with lobsters or algae have created a new feeding opportunity for the turtles, although at the possible cost of an incidental capture, and (2) the turtles would be looking for food elsewhere, in case there were no fishing activities.

The data presented demonstrate that the lobster fishery operating off the Ceará coast and using motorized boats and set nets does pose a threat to sea turtle populations. Flipper tagging data have indicated a connection between Ceará and the Caribbean with regard to green turtles (Lima *et al*. 2008). Genetic analyses based on mitochondrial DNA indicated that juvenile green turtles found at Almofala originate mainly from Ascension Island, but also from Matapica (Suriname), Aves Island (Venezuela) and Tortuguero (Costa Rica), and possibly from other nesting areas in the Atlantic, such as Trindade Island (Brazil) (Naro-Maciel *et al*. 2007). These results place the conservation of sea turtles off the Ceará coast in an international context.

The use of set nets for spiny lobsters and smoothtail spiny lobsters has been prohibited since 1 January 2007 by federal regulation (Instrução Normativa 138, IBAMA – Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources, 6 December 2006), which states that the fishing of these lobster species must use only pots (locally known as “covos” or “manzuás”, a kind of trap). However, we believe that although there is currently general compliance with the law by many fishermen, set nets for lobsters may be still in use in many coastal communities in Ceará. However, quantified information on this situation is lacking due to the scarcity of specialized personnel and financial resources, the great size of the Ceará coast, the relatively large number of boats and the large extent of the sea in which they operate that together hinder effective law enforcement and the collection of official data.

Some actions that could help to improve the compliance with the law by the fishermen and to reduce the impact of the lobster fishery on sea turtles are: (1) better law enforcement by public officials concerning the prohibition of set nets for lobsters; (2) incentives for the use of pots for lobster capture, e.g. the development of home workshops for the construction of pots; (3) the development of alternative fishing activities for fishermen, which could lead to the reduction of the number of boats operating in the lobster fishery; (4) the establishment through governmental regulations of exclusion zones for lobster fishing. General educational and awareness activities with the lobster fishermen, along the lines followed by TAMAR with other fishermen in the Almofala region (Lima 2001), should always play a role in dealing with the impacts caused by the lobster fishery on sea turtles. In particular, the lobster fishermen will continue to receive information on how to rehabilitate drowned turtles on board from TAMAR’s campaign “Nets catch more than just fish.”

We believe that the relationship formed with the fishermen during the surveys has opened an avenue for further beneficial educational and awareness actions with them. This relationship has already borne some fruits. Since the surveys, the TAMAR station at Almofala has maintained close contacts with the leadership of local fishermen’s associations and cooperatives to work together to find ways to reduce the incidental capture of sea turtles by the lobster fishery. Since 2009, TAMAR has taken part in the

discussion forum of Itarema's fishermen, which includes lobster fishermen and also ship owners. Furthermore, TAMAR has been a member since 2009 of the Regional Committee on Lobster Fishing (which includes the municipalities of Itarema, Cruz and Acaraú), which will provide Ceará's State Committee on Lobster Fishing with recommendations for statewide regulations on the lobster fishery that could have positive effects on sea turtle conservation. The Regional Committee is formed by municipal agencies in charge of environmental affairs, non-governmental organizations concerned with environmental matters, and fishermen's associations and cooperatives.

Acknowledgments: We thank all the boat masters and fishermen and also Mr. Zé Ceguinho, foreman of the fishermen's association Z-19 at Almofala, for their collaboration with the surveys. We also thank the on-board observers Marcus Vinicius, Marcello Spiandorin and André Meneses, and Monteiro Pesca (Mr. Robério Monteiro) and Mr. Ribeiro for their support to the embarkation of on board observers. Our thanks to Bruno Giffoni (TAMAR/Ubatuba-SP) for kindly reviewing the manuscript, and to the two anonymous referees, whose suggestions improved it. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio (the Brazilian Institute for Biodiversity Conservation – Instituto Chico Mendes), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and is officially sponsored by Petrobras. In Ceará, TAMAR was partially supported between 1993 and 2002 by the Frankfurt Zoological Society – Help For Threatened Wildlife Foundation, and since 2007 has been partially supported by Brandini/Grupo J. Macêdo.

BROSIG. C. 2003. Levantamento primário dos impactos causados pela pesca da lagosta sobre as populações de tartarugas marinhas na região de Almofala e adjacências (Estado do Ceará - Brasil). Monografia de Bacharelado. Departamento de Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná, Brasil. 40 pp. [Available on request]

IBAMA. 2003. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. [<http://www.mma.gov.br/estruturas/179/_arquivos/179_05122008034002.pdf>].

IBAMA. 2007. Boletim Estatístico da Pesca Marítima e Estuarina do Nordeste do Brasil – 2005. Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Nordeste – CEPENE, Tamandaré, PE. 217 pp. [<http://www.icmbio.gov.br/cepene/index.php?id_menu=61>].

Lima, E.H.S.M. 2001. Helping the people help the turtles: the work of Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Brazil. Marine Turtle Newsletter 91:7-9.

LIMA, E.H.S.M., M.T.D. MELO & P.C.R. BARATA. 2003. First record of olive ridley nesting in the state of Ceara, Brazil. Marine Turtle Newsletter 99:20.

LIMA, E.H.S.M.; M.T.D. MELO & M.H. GODFREY. 2007. Incidental capture of a leatherback along the coast of Ceara, Brazil. Marine Turtle Newsletter 117:11.

LIMA, E.H.S.M., M.T.D. MELO & P.C.R BARATA. 2008. Green turtle tag recovery further links northern Brazil to the Caribbean region. Marine Turtle Newsletter 119:14-15.

MARCOVALDI, M.A. & G.G. DEI MARCOVALDI. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91:35-41.

MARCOVALDI, M.A., B.G. GALLO, E.H.S.M. LIMA & M.H. GODFREY. 2005. *Nem tudo que cai na rede é peixe*: An environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. In: E.M. Borgese, A. Chircop & M.L. McConnell (Eds.). Ocean Yearbook 15. University of Chicago Press, Chicago, USA and London, UK. pp. 246-256.

NARO-MACIEL, E., J.H. BECKER, E.H.S.M. LIMA, M.A. MARCOVALDI & R. DESALLE. 2007. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles of Brazil. Journal of Heredity 98: 29-39.

National Research Council. 1990. Decline of the Sea Turtles: Causes and Prevention. National Academy Press, Washington, D.C., USA. 259 pp.

THOMÉ, J.C.A., M.A. MARCOVALDI, G.G. DEI MARCOVALDI, C. BELLINI, B.M.G. GALLO, E.H.S.M. LIMA, A.C.C.D. DA SILVA, G. SALES & P.C.R. BARATA. 2003. An overview of Projeto TAMARIBAMA's activities in relation to the incidental capture of sea turtles in the Brazilian fisheries. In: J.A. Seminoff (Comp.). Proc. 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology & Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-503. pp. 119-120.

Ciência Rural, Santa Maria, v.40, n.11, p.2402-2405, nov, 2010
ISSN 0103-8478

Green turtle head trauma with intracerebral hemorrhage: Image diagnosis and treatment

Traumatismo craniano com hemorragia intracerebral em tartaruga verde: diagnóstico por imagem e tratamento

Daphne Wrobel Goldberg[I,II] Alex Adeodato[III] Daniella Torres de Almeida[II] Leandro Gomes Corrêa[II] Juçara Wanderlinde[II]

- NOTE -

ABSTRACT

*Sea turtles are threatened to the point of extinction. The major goal of rehabilitating injured individuals is to eventually reintroduce them back into their habitat. Sea turtles are vulnerable to anthropogenic effects, and impact traumas are a common cause of death among these animals. Carapace and skull fractures are usually related to vessel collisions or propeller impacts. However, intentional traumas inflicted by humans are also considered as a potential threat. The purpose of this article is to describe the diagnosis and rehabilitation procedures of a juvenile green turtle (**Chelonia mydas**) after severe head trauma with brain hemorrhage. The data presented here can be used as a reference for future cases of head trauma in chelonians.*

Key words: *brain injury, **Chelonia mydas**, green turtle, head trauma, sea turtle.*

RESUMO

*Tartarugas marinhas são animais ameaçados de extinção. Por isso, o principal objetivo em reabilitar indivíduos feridos é posteriormente reintroduzi-los em seu habitat. Quelônios marinhos apresentam grande vulnerabilidade a efeitos antropogênicos, e a ocorrência de traumatismos impactantes constituem uma importante causa de óbitos entre esses animais. Fraturas de carapaça e crânio estão normalmente associadas a colisões por embarcações. No entanto, lesões intencionais provocadas por humanos também podem ser consideradas ameaças em potencial. O objetivo deste estudo é descrever o diagnóstico e a reabilitação de um indivíduo jovem de tartaruga verde (**C. mydas**) após traumatismo craniano severo com hemorragia cerebral. Os dados apresentados poderão ser utilizados como referências para casos futuros de traumatismos afetando a região da cabeça de quelônios.*

Palavras-chave: ***Chelonia mydas**, lesão cerebral, tartaruga verde, tartaruga marinha, traumatismo craniano.*

Accidents involving propeller or hull impact are a common cause of injury and death among sea turtles. Like all reptiles, sea turtles have lungs and need to surface periodically in order to breathe. This behavior leaves them vulnerable to vessel collisions and propeller strikes. Basking juveniles are also predisposed to boat strikes, as they feed in shallow water relatively close to the shore. Moreover, fishermen may deliberately traumatize sea turtles presumed to have decreased catches or damaged gear (MCARTHUR et al., 2004).

Impact trauma often results in serious lacerations, fractures of the skull and carapace, and limbs amputation (ORÓS et al., 2005). Severe head trauma may cause brain injuries and may also damage salt glands, affecting their normal function (GEORGE, 1997). If injuries do not kill the turtle immediately, they may cause debilitation, disorientation, and persistent deficits, thus hindering the turtle´s ability to feed or escape from predators.

[I]Departamento de Bioquímica, Universidade Estadual do Rio de Janeiro (UERJ). Av. 28 de setembro, 87 Fds, 4o andar, Vila Isabel, 20551-030, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. Autor para correspondência.
[II]Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas (Fundação Pró-Tamar), Campos dos Goytacazes, RJ, Brasil.
[III]CRV Imagem (Centro de Referência Veterinária em Imagem), Rio de Janeiro, RJ, Brasil.

Received 06.13.10 Approved 09.22.10 Returned by the author 11.10.10
CR-3713

The consequences of cerebral damage secondary to head trauma, are dependent of the type of injury as well as the seriousness of the trauma (OERTEL et al., 2002). Primary brain injury can be followed by secondary brain damage as the result of disturbances in cerebral blood flow and metabolism (CERNAK, 2005). Intracerebral hemorrhage occurs most frequently in cerebral contusions, and it is associated with intracranial pressure elevations (QUAYLE et al., 1997). Although early diagnosis and treatment of individuals with head trauma improves the morbidity and mortality associated with any intracranial injury, for many turtles presented to rehabilitation centers, the most humane course of action is euthanasia.

This study aims to describe the rehabilitation of a juvenile green turtle (***C. mydas***) after a severe head trauma with brain hemorrhage. It also reports, for the first time in Brazil, the utilization of a computed tomography scanner in the evaluation of brain damage extent in a sea turtle. It is important to emphasize that sea turtles are endangered species, and the major goal of rehabilitating injured individuals is to eventually reintroduce them back into their habitat.

A juvenile ***C. mydas*** of undetermined sex was found stranded on November 4th, in 2008, on Tatagiba beach, São Francisco do Itabapoana municipal district, Rio de Janeiro State, Brazil. The turtle had a depressed skull fracture involving the right side of the skull. Bone fragments were pushed towards the brain, characterizing a penetrating head injury. On admission, the animal was measured (36cm curved carapace length, 33cm curved carapace width), weighed (3kg), and received a thorough physical examination. The turtle was in poor body condition, malnourished and emaciated. Clinical signs included dehydration, anorexia, and limb areflexia accompanied by prostration and an apathetic-lethargic state. Furthermore, the salt gland secretion on the right eye had a gelatinous consistency and was thicker than on the left eye.

The animal was housed in the rehabilitation facilities of Bacia de Campos Station (Projeto TAMAR-ICMBio), in Campos dos Goytacazes municipal district, Rio de Janeiro State, Brazil. Initially the turtle was maintained out of the water, placed into a dry fiberglass container padded with foam, to prevent drowning. A light coating of vaseline ointment was applied all over the carapace, head and flippers to avoid dehydration and to prevent the shell from drying out. In order to restore organic perfusion, hypertonic saline solution (15ml kg^{-1}; NaCl 7,5%) and dexamethasone[a] (2mg kg^{-1}) were administered intravenously (IV) through a catheter placed in the dorsal cervical sinus, which runs lateral and parallel to the muscular ridges in the dorsal neck region (MCARTHUR et al., 2004). Moreover, furosemide[b] (2.5mg kg^{-1}) was administered IV to reduce intracranial pressure. The wound was cleaned and flushed with sterile saline and iodine 10% and covered with gentamicin ointment[c]. Foreign debris was carefully removed from the fracture site. A neurologic examination was performed to evaluate neurological deficits. General activity, movement, hind and front limb movement, cloacal reflex, pupillary function and eyelid reflex were observed. The animal showed limb areflexia, absence of cloacal reflex and diminished eyelid reaction. Eight days after arrival, the turtle was placed in a 250L tank half-filled with fresh water, maintained at 28°C. During the first two weeks, the following treatment protocol was administered: intravenous fluids q24h (25ml kg^{-1}; one part Lactated Ringers Solution, 2 parts 2.5% glucose and 0.45% sodium chloride), enrofloxacin[d] BID (5mg kg^{-1}), dexamethasone q24h (1mg kg^{-1}) and injectable vitamin supplement[e] q24h (5mg kg^{-1}). A variety of food items were offered (e.g., fish, crab, shrimp, squid and algae) however, the turtle didn't eat by his own and little clinical improvement was observed. In order to avoid weight loss, tube feeding was started on the 5th day of treatment. The turtle was tube fed BID with a fish gruel prepared with ground fish (herring), 20ml of water, 5ml of fish oil, and 100ml of whipping cream. To minimize the risk of regurgitation and aspiration, the animal was placed back in the water as soon as the procedure was over.

Thirteen days later, the turtle was brought to the CRV Imagem (Reference Veterinary Center of Image), in Barra da Tijuca, Rio de Janeiro, for computed tomography (CT) of the head. The exam was performed in order to better characterize the lesion and evaluate the full extent of the damage. No sedation/anesthesia was required, since the turtle was extremely lethargic, however, in order to prevent further injury the animal was placed on a foam pad and fixed on the table with sticking plasters. CT scan was obtained with a helical CT scanner (GE Hispeed Lxi™). The slice thickness was 2mm at 120kV, 1s scanning and 150mA. The images were submitted afterwards to multi-planar and 3D reconstructions. Craniocaudal and lateral radiographs were also taken to evaluate the lungs by means of digital radiography (FUJI Computed Radiography; FCR Capsula XL), since respiratory disease is often common in chelonians (MCARTHUR et al., 2004).

Evaluation of the CT images revealed a depressed fracture of the right region of the splanchnocranium, including frontal, postorbital, and parietal bones as well as intracerebral hemorrhage (Figure 1 & 2). It is probable that skull fragments may have caused impact injury to underlying cerebral

parenchyma, resulting in brain contusion. The parietal and postorbital fragments were deeply depressed, compressing the right salt gland and possibly increasing the thickness of its secretion.

Although a surgical intervention based on the CT findings was considered (NAGANOBU et al., 2000), conservative treatment was initially instituted in order to improve the turtle´s condition before surgery. Initial antibiotics were replaced by amikacin sulfate[f] IM, every 72h (3mg kg^{-1}) and metronidazole[g] IV, q24h (20mg kg^{-1}) for broader spectrum. After two weeks, a significant clinical improvement was observed. The turtle had a weight gain of 1.3kg and, was then, transferred to a 2,000L fiberglass tank filled with salt water, maintained at 27°C. The ***C. mydas*** became more active, begun to eat fish (herring) and algae on her own, and signs of healing were clearly noticed. The turtle was tagged with Inconel metal tags on the front flippers (# BR58131, BR58132) and released back into the wild on February 27th in 2009 at Farol de São Thomé, Campos dos Goytacazes.

Animals facing severe head trauma acquire high probability of dying or having permanent brain damage. For this reason, early diagnosis and appropriate treatment increases life expectancy and may minimize brain injuries. Many of the neurologic examination techniques used to evaluate domestic animals can be adapted for the evaluation of sea turtles. An accurate assessment of the animal along with complementary exams allows a precise diagnosis. Regardless of which treatment option is chosen, the animal should not experience pain or discomfort, and if this is no possible, euthanasia must be considered.

The data presented here can be used as a reference for future cases of head trauma in chelonians, even though it seems unlikely that the diagnosis and treatment of a single animal would contribute to species conservation.

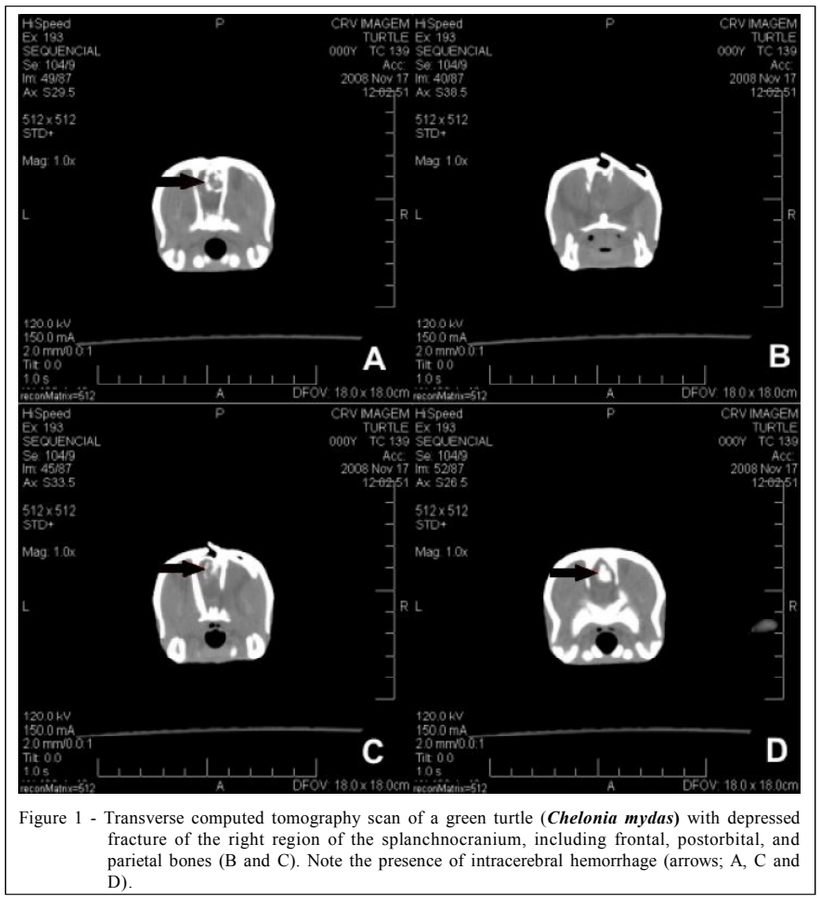


Figure 1 - Transverse computed tomography scan of a green turtle (***Chelonia mydas***) with depressed fracture of the right region of the splanchnocranium, including frontal, postorbital, and parietal bones (B and C). Note the presence of intracerebral hemorrhage (arrows; A, C and D).

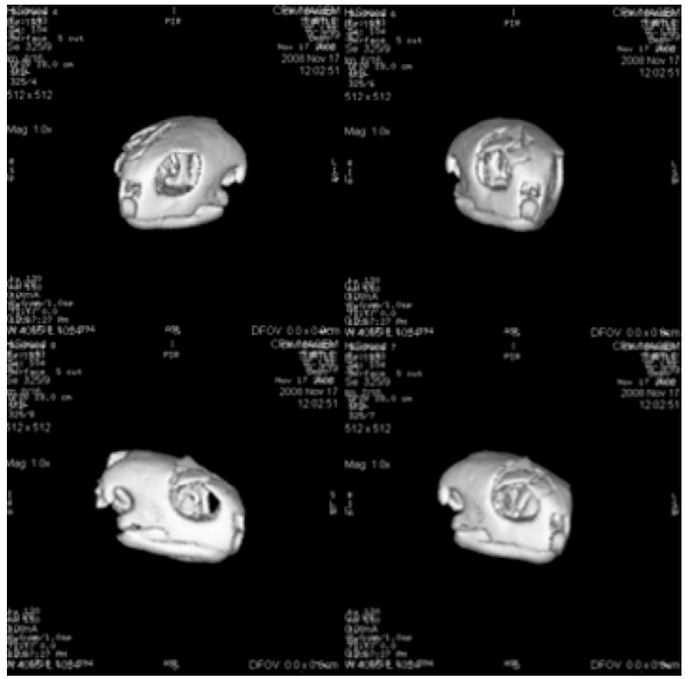


Figure 2 - Three-dimensional reconstruction of the computed tomography scan of the head. Green turtle (***Chelonia mydas***) showing skull fracture on the right side of the head.

SOURCES

a - Dexavet®, Laboratório Bravet Ltda., 20950-340, Rio de Janeiro, RJ, Brazil.
b - Lasix®, Sanofi-Aventis Farmacêutica Ltda., 08613-010, Suzano, SP, Brazil.
c - Garamicina®, Mantecorp, São Paulo, SP, 04699-970, Brazil.
d - Flotril 10%®, Indústria Química Farmacêutica Schering-Plough S.A., 04714-002, São Paulo, SP, Brazil.
e - Bionew®, Vetnil Indústria e Comércio de Produtos Veterinários Ltda., 13290-970, Louveira, SP, Brazil.
f - Novamin®, Bristol-Myers Squibb, 04743-903, São Paulo, SP, Brazil.
g - Flagyl®, Sanofi-Aventis Farmacêutica Ltda., 08613-010, Suzano, SP, Brazil.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank CRV Imagem, Projeto TAMAR-ICMBio, R. Braga, M. Caldas, G. Dutra, R. Simon, P. Fleury, C. Baptistotte, V. Bastos, J. Bastos and R. Dias.

REFERENCES

CERNAK, I. Animal models of head trauma. **Journal of the American Society for Experimental NeuroTherapeutics,** v.2, n.3, p.410-422, 2005. Available from: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1144485/pdf/neurorx002000410.pdf>. Accessed: aug 10, 2009. doi:10.1602/neurorx.2.3.410.

GEORGE, R.H. Health problems and diseases of sea turtles. In: LUTZ, P.L.; MUSICK, J.A. **The biology of sea turtles**. Florida: CRC LLC, 1997. Cap.14, p.363-386.

MCARTHUR, S. et al. Anatomy and physiology. In: MCARTHUR, S. et al. **Medicine and surgery of tortoises and turtles.** Oxford: Blackwell, 2004. Cap.3, p.35-71.

NAGANOBU, K. et al. Surgical repair of a depressed fracture in a green sea turtle, ***Chelonia mydas***. **Journal of Veterinary Medical Science**, v.62, n.1, p.103-104, 2000.

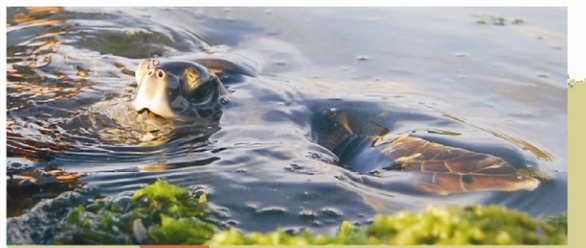
OERTEL, M. et al. Progressive hemorrhage after head trauma: predictors and consequences of the evolving injury. **Journal of Neurosurgery**, v.96, n.1, p.109-116, 2002. Available from: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11794591>. Accessed: Aug 10, 2009. doi: 10.3171/jns.2002.96.1.0109.

ORÓS, J. et al. Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998-2001). **Diseases of aquatic organisms**, v.63, n. 1, p.13-24, 2005.

QUAYLE, K.S. et al. Diagnostic testing for acute head injury in children: when are head computed tomography and skull radiographs indicated? **Pediatrics,** v.99, n.5, p.e11, 1997. Available from: http://pediatrics.aappublications.org/cgi/content/full/99/5/e11. Accessed: Aug 10, 2009. doi: 10.1542/peds.99.5.e11.

CORREDOR AZUL: MARINE PROTECTED AREAS AND SEA TURTLES IN THE SW ATLANTIC

Alejandro Fallabrino[1], Victoria González-Carman[2], José Henrique Becker[3], Ana Cristina Vigliar Bondioli [4], and Sergio C. Estima[5]
[1] Karumbe, Uruguay, afalla7@gmail.com
[2] Aquamarina-CECIM. Regional Program for Sea Turtle Research and Conservation of Argentina (PRICTMA). Argentina
[3] Fundação Pró-Tamar Base de Ubatuba/SP, Brazil
[4] Instituto de Pesquisas Cananéia – IpeC , Brazil
[5] NEMA - Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, Brazil





Sea turtles are highly migratory animals that use a wide variety of habitats along their life span. Therefore, research and conservation efforts must be conducted coordinately and cooperatively between nations involved, going beyond geographic and politic boundaries.

For this reason, during the V Meeting on Sea Turtle Research and Conservation of the Southwest Atlantic (October 1st 2009, Mar del Plata, Argentina), the first workshop on Green Turtles and Protected Areas was conducted.

Its main goal was to promote the exchange of knowledge and experiences between researchers and conservationist working with green turtles in Brazil, Uruguay and Argentina; in order to assess connections between nesting and feeding populations, recognize common threats and also identify gaps in sea turtle knowledge and unprotected critical habitats along the species distribution.

According to several studies employing genetics, mark-recapture and remote sensing tools, populations of juvenile green turtles are shared by the three countries. These populations are mainly affected by incidental capture, especially on artisanal fisheries, and marine debris ingestion due to anthropogenic pollution. In this region, coastal and marine protected areas cover an important proportion of the species distribution, especially in Brazil.

However, some gaps have been identified. In some protected areas in Brazil, no sea turtle information is available. Moreover, critical feeding habitats like the Río de la Plata estuary, shared by Argentina and Uruguay, are completely unprotected.

We encourage that similar experiences should be conducted in other regions, enhancing communication and coordination between researches from different nations in pursuit of sea turtle conservation.

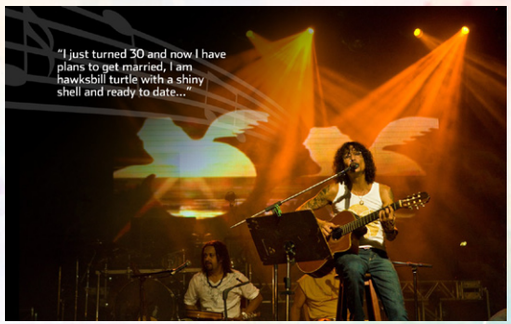
Thanks for the support

TAMAR SINGS TO CELEBRATE ITS 30TH ANNIVERSARY

M. Ângela Marcovaldi, Gustave G. Lopez, Luciano S. Soares, Milagros Lopez, M. Betânia Ferreira, João C. Thomé, César Coelho, Cláudio Bellini, Juçara Wanderlinde, Gilbert Sales, Cecília Babtistote, Alexsandro Santos, Berenice M. Gomes, Eduardo Lima, Eron P. Lima.

Projeto TAMAR (Brazilian National Sea Turtle Conservation and Research Program) is celebrating its 30th anniversary.

To celebrate, TAMAR has enacted many different ways of recounting their stories over the past three decades. Along with books, videos, and exhibitions, TAMAR sings for the general public about the world's sea turtles and the people who protect them.



Over the years, songs about sea turtles have been composed by fishermen and locals from small villages. But over time, many of these songs have been lost. To commemorate TAMAR's 30th anniversary, new songs were composed with themes about sea turtle conservation and recorded by famous Brazilian singers who support TAMAR's work.



As part of the celebration, TAMAR has encouraged local bands, folk groups, and other cultural groups to perform side-by-side with these famous artists at concerts held at our visitor centers. Through collaborations such as these, TAMAR strives to promote the values of local culture, creating a sense of well-being and community within these groups.

Through the power of music and the arts, TAMAR has spread its message to new and increasingly diverse audiences. TAMAR was built based on a learning by doing process.



This process stresses the importance of collective community involvement and is a way of calling society's attention to the importance of protecting sea turtles and their marine environment.

Among the planned activities throughout the year, TAMAR stations organized simultaneous hatchling release ceremonies throughout the Brazilian coast. The celebration, which took place on April 10, 2010, was called "The Day of the Return" symbolizing the release of the 10 millionth hatchling along with the return of the first generation of hatchlings protected by TAMAR 30 years ago. Collaboration with local communities has strengthened TAMAR's efforts and demonstrates the importance of their active participation in the sea turtle conservation process.



One generation of sea turtles has been protected. But this is just the beginning; there is still a lot of work to be done. The positive results we have seen thus far inspire us to continue. We must come up with new solutions for the evolving challenges of sea turtle conservation, always keeping in mind the ideals of community participation that have made TAMAR a success.



Acknowledgements
Projeto TAMAR is affiliated with ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. We are grateful for the hard work of all TAMAR staff and to the crucial support of local coastal communities involved in the activities of the program.

NOT JUST ANOTHER MIXED STOCK ANALYSIS: GREEN TURTLES OF ESPIRITO SANTO, BRAZIL

Eugenia Naro-Maciel[1,2], Meredith Martin[2], Ana Cristina Vigliar Bondioli[3], Antônio de Pádua Almeida[4], Evelise Torezani[4], Cecília Baptistotte[4], Maria Ângela Marcovaldi[5], George Amato[2], and Rob DeSalle[2]

1 - City University of New York, College of Staten Island, Staten Island, New York, 10314 (Eugenia.NaroMaciel@csi.cuny.edu);
2 - Sackler Institute for Comparative Genomics, American Museum of Natural History, New York, New York, 10024, USA;
3 - Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 04263, Brasil;
4 - Projeto TAMAR-ICMBio, Vitória, Espírito Santo, 29900, Brasil; 5 - Projeto TAMAR-ICMBio, Praia do Forte, Bahia, 40210, Brasil.

ABSTRACT. **In the Southwestern Atlantic Ocean, sea turtles are exposed to myriad threats including disease, fisheries bycatch, and industrial or coastal development, but protected by effective conservation organizations. In Espírito Santo, Brazil, green turtles (*Chelonia mydas*) with relatively high incidence of fibropapillomatosis tumors routinely strand in the vicinity of the state capital, Vitória, a highly urbanized area that encompasses the effluent discharge channel of a local steel plant. This is also a particularly interesting population because of its relative proximity to the regionally important Trindade Island rookery, whose feeding grounds have not been convincingly identified to date. To investigate the population distribution of the at-risk turtles, we sequenced a segment of the mitochondrial control region (862 bp; n = 132). Eight mtDNA haplotypes were revealed, of which the most common were CMA-08 and CMA-05. Haplotypes CMA-06 and CMA-09 were each found in six individuals, and rare haplotypes CMA-03, CMA-10, CMA-23, and CMA-32 were also detected. Two kinds of "many-to-many" mixed stock analyses were carried out, taking into account or alternately disregarding source nesting population size. The same approach was taken with traditional MSAs ("one-to-many"), and the main differences between the "one-to-many" and "many-to-many" results are reported. The analyses that included population size and all available data were most consistent with expectations. We recommend caution when employing different mixed stock analysis methods, and emphasize the importance of exploring alternate ways of investigating the origins of mixed stocks, including modeling approaches. These data will provide insight into population isolation and conservation priorities necessary to establish whether areas should be managed as independent units or as regional populations, and will clarify questions of scale in conservation and management, providing a scientific basis for conservation prioritization.**

INTRODUCTION

Despite the endangered status of green sea turtles worldwide (IUCN 2009) and considerable scientific interest, aspects of their biology important for research and conservation remain unknown. For example, conclusive identification of linkages among groups of highly migratory green turtles is important for comprehensive protection and understanding population biology. This can be especially relevant when considering at-risk groups, such as the green turtles found with high incidence of fibropapillomatosis tumors (about 34%) in the effluent discharge channel of a steel plant in Espírito Santo, Brasil (Torezani et al. 2009; Figures 1, 2). Genetic analysis is a powerful tool for determining such relationships, and methods for investigating the natal origins of mixed stocks have been developed and refined, including:

- "One-to-many" mixed stock analyses (MSAs; Pella and Masuda 2001, 2005), in which the natal origins of a single feeding ground are elucidated with respect to nesting areas using Bayesian analysis; and
- "Many-to-many" MSAs (Bolker et al. 2007), an extension of the "one-to-many" in which data from multiple feeding grounds and nesting areas are simultaneously analyzed.

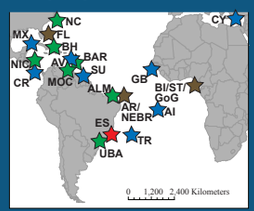


Figure 1. Map of the study site (red star), with respect to regional nesting (blue stars), feeding (green stars), and nesting/feeding (brown stars) areas. Abbreviations are as follows: Almofala (ALM); Ascension Island (AI); Atol das Rocas (AR); Northeast Brazil (NEBR, feeding grounds at Atol das Rocas and Fernando de Noronha); Aves Island (AV); Barbados (BAR); Bahamas (BH); Bioko (BI); Costa Rica (CR); Cyprus (CY); Espirito Santo (ES); Florida (FL); Guinea Bissau (GB); Gulf of Guinea (GoG); Mexico (MX); Mochima (MOC); Nicaragua (NIC); North Carolina (NC); Sao Tome (ST); Surinam (SU), Trindade (TR), and Ubatuba (UBA).

OBJECTIVES

We aim to apply genetic methods to advance the research and conservation of juvenile green sea turtles found in the effluent discharge channel of a steel plant in Brasil (Figure 1, 2). Specifically, our objectives are to: 1) Determine their genetic composition at the mitochondrial control region; 2) Assess genetic differentiation between this group and other Atlantic populations, as well as among years and seasons at the study site; 3) Elucidate the natal origins of these turtles; and 4) Consider effects of population size, geographic distance, natal homing, disease (fibropapillomatosis), mortality, and ocean currents on genetic composition. For this presentation we focus on objective 3.



Figure 2. A) Study site in the effluent discharge panel of a steel plant in Espírito Santo, Brazil. B) A high incidence of turtles with fibropapillomatosis disease has been reported at this site (Torezani et al. 2009). Photo credits: TAMAR Image Bank.

MATERIALS AND METHODS

Juvenile green sea turtles (n = 132) were captured in the effluent discharge channel of a steel plant in Espírito Santo, Brazil (Figure 1, 2) from 2004-2005. These turtles were visually examined, measured, and sampled for genetic analysis. Laboratory work followed previously described methods (Naro-Maciel et al. 2007) for sequencing about 800 bp of the mitochondrial control region, using primers designed by Abreu et al. (2006). Measures of genetic diversity and differentiation were calculated as described by Naro-Maciel et al. (2007).

To investigate the natal origins of this mixed stock, as well as contributions of other regional feeding grounds to nesting areas, four MSAs were carried out:

- MSA 1. One-to-many taking into account source population size;
- MSA 2. One-to-many not taking into account source population size;
- MSA 3. Many-to-many with source population size;
- MSA 4. Many-to-many without source population size.

In addition, to investigate the distribution of turtles feeding at Espírito Santo among regional nesting areas, two "rookery-centric" many-to-many analyses (one that considered, and one that disregarded rookery population size) were carried out.

RESULTS AND DISCUSSION

"Rookery-centric" analyses. Turtles of Espírito Santo contributed the most to the Surinam, Trindade, and Ascension nesting populations. However these turtles did not contribute substantially to five of the twelve rookeries included in the study (Florida, Costa Rica, Cyprus, Mexico, and Sao Tome; Figure 3).

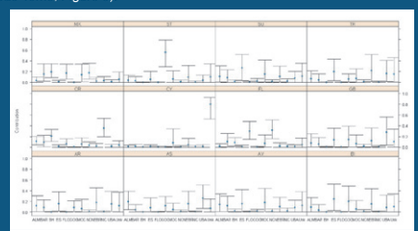


Figure 3. Rookery-centric analysis. Note: For all MSAs diagnostic tests indicated convergence of all chains. All available data on rookeries and feeding grounds (Bass et al. 1998, Bass and Witzell 2000, Bass et al. 2006, Bjorndal et al. 2005, Bjorndal et al. 2006, Bjorndal and Bolten 2008, Bolker et al. 2007, Encalada et al. 1996, Formia et al. 2002, Formia et al. 2006, Kaska 2000, Lahanas et al. 1998, Luke et al. 2004, Naro-Maciel et al. 2007) were included, with the exception of nesting areas with fewer than 10 samples or 20 nesting females. For the analyses incorporating source population size, the following numbers of nesting females were used: Ascension Island (AI): 3705; Atol das Rocas (AR): 116; Aves (AV): 267; Bioko (BI): 407; Costa Rica (CR): 24,000; Cyprus (CY): 100; Florida (FL): 779; Guinea Bissau (GB): 1500; Mexico (MX): 1587; Sao Tome (ST): 90; Surinam (SU): 1814 (references in Bolker et al. 2007 and Naro-Maciel et al. 2007) and Trindade (TR): 900 (Almeida et al. In preparation).

Mixed Stock Analyses: Espírito Santo. Five of the twelve nesting areas did not contribute over 5% to Espirito Santo in any analyses (Florida, Costa Rica, Cyprus, Mexico, and Sao Tome). Two of the nesting areas, Surinam and Ascension Island, had over 5% mean contribution in all MSAs. In all but one analysis, Trindade accounted for over 5% of turtles at Espirito Santo, while Guinea Bissau was only an important source in the many-to-many analyses (and not in the one-to-many analyses). The small colonies of Aves Island and Atol das Rocas were only identified as main sources when population size was not factored. In contrast, Bioko could only be considered an important source when population size was not included in the analysis. The estimates incorporating population size differed from those not including population size by >5% in nine of the twenty-four comparisons (Table 1, highlighted in yellow). The confidence intervals were generally smaller for analyses that included population size (Table 1).

STOCK	One-to-many	MEAN	2.5%	97.5%	Many-to-many	MEAN	2.5%	97.5%
Florida	$MSA_{1,pop.size}$	0.000	0.000	0.002	$MSA_{3,pop.size}$	0.007	0.000	0.027
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.001	0.000	0.010	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.007	0.000	0.026
Mexico	$MSA_{1,pop.size}$	0.000	0.000	0.005	$MSA_{3,pop.size}$	0.008	0.000	0.027
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.001	0.000	0.009	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.008	0.000	0.026
Aves	$MSA_{1,pop.size}$	0.030	0.000	0.341	$MSA_{3,pop.size}$	0.021	0.001	0.075
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.124	0.000	0.381	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.139	0.005	0.294
Costa Rica	$MSA_{1,pop.size}$	0.010	0.000	0.035	$MSA_{3,pop.size}$	0.012	0.000	0.042
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.001	0.000	0.013	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.008	0.000	0.029
Surinam	$MSA_{1,pop.size}$	0.305	0.000	0.421	$MSA_{3,pop.size}$	0.294	0.204	0.381
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.213	0.000	0.414	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.260	0.027	0.345
Atol das Rocas	$MSA_{1,pop.size}$	0.000	0.000	0.000	$MSA_{3,pop.size}$	0.009	0.000	0.033
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.029	0.000	0.257	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.121	0.018	0.257
Trindade	$MSA_{1,pop.size}$	0.032	0.000	0.224	$MSA_{3,pop.size}$	0.122	0.020	0.263
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.071	0.000	0.269	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.146	0.031	0.285
Ascension	$MSA_{1,pop.size}$	0.605	0.329	0.728	$MSA_{3,pop.size}$	0.341	0.070	0.561
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.465	0.000	0.706	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.061	0.002	0.200
Sao Tome	$MSA_{1,pop.size}$	0.000	0.000	0.000	$MSA_{3,pop.size}$	0.004	0.000	0.013
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.004	0.000	0.037	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.042	0.001	0.140
Bioko	$MSA_{1,pop.size}$	0.006	0.000	0.082	$MSA_{3,pop.size}$	0.044	0.001	0.146
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.066	0.000	0.427	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.182	0.026	0.352
Guinea Bissau	$MSA_{1,pop.size}$	0.011	0.000	0.137	$MSA_{3,pop.size}$	0.134	0.005	0.329
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.025	0.000	0.249	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.100	0.005	0.248
Cyprus	$MSA_{1,pop.size}$	0.000	0.000	0.000	$MSA_{3,pop.size}$	0.004	0.000	0.016
	$MSA_{2,no\ pop.size}$	0.001	0.000	0.007	$MSA_{4,no\ pop.size}$	0.008	0.000	0.028

Table 1. Mixed stock analyses of green sea turtles from Espírito Santo. MSA1: One-to-many with priors weighted to reflect population size; MSA2: one-to-many with equal priors; MSA3: many-to-many with priors weighted to reflect population size; MSA4: many-to-many with equal priors. The mean estimates are given as well as the 95% confidence interval. Boxes outlined in red represent the mean estimates that include the most information, and that we feel are the most reliable.

Mixed Stock Analyses: All feeding grounds. The study also revealed the relationships among other feeding grounds and nesting areas in the Atlantic that had not previously been subjected to many-to-many analysis including all currently available published data (Figure 4).

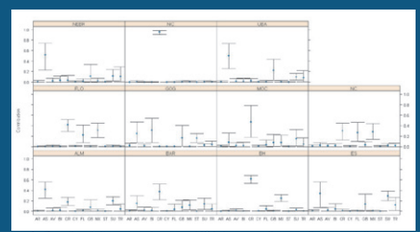


Figure 4. Results of the many-to-many MSA incorporating nesting population size of all published green sea turtle feeding area and rookery data available to date.

CONCLUSIONS

Although broadly consistent, the different MSAs did have varying mean estimates and confidence intervals particularly with regard to contributions from the Ascension Island, Trindade Island, African, and small rookeries. We conclude that the estimates which include the most information - the many-to-many analyses with source population size (MSA3) - are the most reliable and consistent with tag and satellite data. These analyses do indicate a greater contribution to the Espírito Santo feeding grounds from distant African rookeries consistent with previous reports (Bolker et al. 2007). However, the confidence intervals remain high. We therefore recommend examining other sources of information to corroborate these findings, particularly modeling of hatchlings in oceanographic currents (Blumenthal et al. 2009).

REFERENCES available upon request

ACKNOWLEDGEMENTS. The research and related activities are supported by a generous grant from the Royal Caribbean Ocean Fund.

AQUATIC CONSERVATION: MARINE AND FRESHWATER ECOSYSTEMS
Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. (2010)
Published online in Wiley InterScience
(www.interscience.wiley.com). DOI: 10.1002/aqc.1106

Circle hook effectiveness for the mitigation of sea turtle bycatch and capture of target species in a Brazilian pelagic longline fishery

GILBERTO SALES[a], BRUNO B. GIFFONI[b], FERNANDO N. FIEDLER[a], VENÂNCIO G. AZEVEDO[c], JORGE E. KOTAS[d], YONAT SWIMMER[e] and LEANDRO BUGONI[f,*]

[a]*Centro TAMAR/ICMBio and Fundação Pró-TAMAR, Av. Ministro Victor Konder 374, 88301-700, Itajaí, SC, Brazil*
[b]*Projeto Tamar – Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanazio da Silva 273, 11680-000, Ubatuba, SP, Brazil*
[c]*Instituto de Pesca/APTA/SAA, Estrada Joaquim Lauro de Monte Claro Neto 2275, 11680-000, Ubatuba, SP, Brazil*
[d]*Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul — CEPSUL/ICMBio, Av. Ministro Victor Konder 374, 88301-700, Itajaí, SC, Brazil*
[e]*US NOAA Fisheries, Pacific Islands Fisheries Science Center, 2570 Dole Street, Honolulu, Hawaii 96822, USA*
[f]*UFPel, Instituto de Biologia, Campus Universitário Capão do Leão, CP 354, 96010-900, Pelotas, RS, Brazil*

ABSTRACT

1. Incidental catches by the pelagic longline fishery is a major global threat for loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles.
2. The reduction of incidental capture and post-release mortality of sea turtles in the Brazilian pelagic longline fishery, operating in the south-western Atlantic Ocean, was investigated by comparing the performance of 18/0 circle hooks with 9/0 J-type (control) hooks. Hook selectivity experiments were performed between 2004 and 2008, in a total of 26 trips, 229 sets and 145 828 hooks. The experimental design included alternating control and experimental hooks along sections of the mainline.
3. An overall decrease in capture rates for loggerhead turtles of 55% and for leatherbacks of 65% were observed when using circle hooks. In addition, deep-hooking in loggerheads decreased significantly from 25% using J-hooks to 5.8% with circle hooks, potentially increasing post-release survival.
4. Circle hooks increased catch rates of most of the main target species, including tunas (bigeye *Thunnus obesus* and albacore *T. alalunga*), and sharks (blue *Prionace glauca* and requiem sharks of the genus *Carcharinus*), with no difference in the capture rates of yellowfin tuna (*T. albacares*), shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*), hammerhead sharks (*Sphyrna lewini* and *S. zygaena*), and dolphinfish or mahi mahi (*Coryphaena hippurus*). On the other hand, a significant decrease in the capture rate of swordfish (*Xiphias gladius*) was detected when using circle hooks.
5. Overall, results support the effectiveness of using circle hooks for the conservation of loggerhead and leatherback sea turtles, with positive effects on capture of most target species of the south-western Atlantic longline fishery. Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

Received 13 August 2009; Revised 12 December 2009; Accepted 23 January 2010

KEY WORDS: loggerhead sea turtle; leatherback sea turtle; incidental capture; mitigation measures; circle hook

INTRODUCTION

Most marine fisheries around the world are not 100% selective with respect to catching only targeted species, and often result in unintentional capture of fishes, mammals, seabirds and sea turtles (Kelleher, 2005; Werner *et al*., 2006), with an estimated 7.3 million tonnes of discards from marine fisheries every year (Kelleher, 2005). A range of bycatch species, especially those with K-selected life strategies, i.e. long-lived, low fertility, delayed maturity, and high adult survival, are threatened with extinction owing to unsustainable levels of incidental mortality (Lewison *et al*., 2004). The pelagic longline fishery is commonly used throughout the world to catch large predatory fishes such as tuna, billfish, and shark (Brothers

*Correspondence to: L. Bugoni, UFPel, Instituto de Biologia, Campus Universitário Capão do Leão, CP 354, 96010-900, Pelotas, RS, Brazil. E-mail: lbugoni@yahoo.com.br

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

et al., 1999; Watson and Kerstetter, 2006). The fishery is considered relatively selective with respect to capturing targeted fish by species and size compared with gillnetting and trawling (Alverson *et al*., 1996; Bjordal and Løkkeborg, 1996; but see Ovetz, 2007). However, pelagic longlines are frequently referred to as a major threat to sea turtles and seabirds worldwide (Brothers *et al*., 1999; Lewison and Crowder, 2007), and in the south-western Atlantic Ocean (Domingo *et al*., 2006; Bugoni *et al*., 2008; Sales *et al*., 2008; Jiménez *et al*., 2009).

In this context, fishing companies, researchers, governments and Regional Fishing Management Organizations (RFMOs) are urged to find practical ways to minimize sea turtle capture in longline fisheries. An ideal mitigation measure would be one that accomplishes all of the following: (1) reduce captures of sea turtles to negligible levels; (2) has minimal effects or even increase capture of target-species, if not overexploited; (3) has minimal or beneficial effects on other threatened bycatch species (e.g. albatross, billfish, some sharks); (4) provides operational benefits; (5) has low costs of implementation (especially important in developing countries); and (6) does not increase safety hazards.

Several measures to mitigate the incidental capture of sea turtles in pelagic longline fisheries have been proposed or implemented in different fisheries (Gilman *et al*., 2006; Werner *et al*., 2006). For instance, in the Hawaii-based longline fishery, shallow sets (<100 m) were banned for parts of 2001 to 2004, which eliminated captures of shallow-dwelling loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) (Polovina *et al*., 2003). In the Hawaiian swordfish (*Xiphias gladius*) fishery, following a closure of four years, the fishery was reopened with a number of conditions such as a maximum annual quota for the entire fleet of 17 loggerhead and 16 leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles, restricted annual fishing effort, prescribed use of fish bait and large 18/0 circle hooks instead of squid bait and 9/0 J-hooks, and 100% observer coverage (Gilman *et al*., 2006, 2007; Pradhan and Leung, 2006). In the US Atlantic fishery, circle hooks are also mandatory, while the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), encourage their use throughout the Atlantic Ocean (Watson and Kerstetter, 2006). Other strategies for mitigation have shown limited ability to avoid or reduce incidental capture (e.g. blue-dyed bait, Swimmer *et al*., 2005; Yokota *et al*., 2009); are in preliminary stages (e.g. sensory-based experiments, Southwood *et al*., 2008), or have resulted in economic losses and social conflicts (e.g. area closures, banning the fishery, reduction of fishing effort, Pradhan and Leung, 2006).

In addition to reducing sea turtle captures in some fisheries, it has been suggested that circle hooks increase post-release survivorship of captured turtles by reducing the number of deep-hooking events (Watson *et al*., 2005; Read, 2007). Their efficiency in catching target species has encouraged testing and implementation in several fisheries (e.g. Yokota *et al*., 2006; Read, 2007; Piovano *et al*., 2009). Nevertheless, in recent reviews Gilman *et al*. (2006) and Read (2007) suggested that mitigation measures for sea turtles in general, and circle hooks in particular, will not be effective in every pelagic longline fishery and each case needs to be tested locally before this measure is adopted.

Despite being tested in several fisheries around the globe (Read, 2007), peer-reviewed publications with data on experiments designed to test the effectiveness of circle hooks for sea turtles are limited to the western north Atlantic (Watson *et al*., 2005), the Hawaiian-based fleet in the north Pacific (Gilman *et al*., 2007) and the Mediterranean Sea (Piovano *et al*., 2009). In this study, the performance of 18/0 10° offset circle-hooks was compared with 9/0 J-type hooks (control) in terms of reduction in the capture of sea turtles and the incidence of deep-hooking, and the effect on target species catches in the Brazilian pelagic longline fleet operating in the south-western Atlantic Ocean.

METHODS

Fishing grounds and fleet

In this study, monitored longline sets occurred over a wide area from 20 to 38°S and from 30 to 53°W (Figure 1). Throughout the year this area is the fishing ground for the Brazilian pelagic longline fleet departing from Santos, Itajaí and Rio Grande harbours. Core area for this fishing fleet is the continental slope, mainly over isobaths 200 to 2000 m, within the southern Brazilian Exclusive Economic Zone. However, gear is also frequently deployed over the Rio Grande Rise and international waters in between. The current study was carried out in such areas where most fishing effort occurs (Figure 1). In 2005, the Brazilian-owned plus the foreign-chartered vessels deployed 12.6 million hooks from 99 vessels (Sales *et al*., 2008).

Oceanography is complex in the south-western Atlantic Ocean. The warm, high salinity, oligotrophic waters of the Brazilian Current flowing southward meet the cold, low salinity, nutrient-rich waters of the Malvinas/Falkland Current flowing northward (Olson *et al*., 1988; Seeliger *et al*., 1998). The front formed by both currents is the Subtropical Convergence, which varies seasonally from 30 to 46°S (Olson *et al*., 1988; Campos *et al*., 2000). Frontal vortices and meanders are particularly common. The branch formed by the meeting of both currents flowing eastward (Stramma and England, 1999) and the mixing of water masses play an important role in physical and biotic processes (Campos *et al*., 2000), supporting important fish stocks and a considerable number of top predators (Seeliger *et al*., 1998).

Along the Subtropical Convergence there is an important longline fishery for tuna, swordfish and sharks, operated since the 1950s by coastal nations (Brazil and Uruguay), as well as distant water fleets such as Japan, China, Spain, and Taiwan (Hazin *et al*., 2008).

Fishing gear, sampling design and data collection

The fishing gear used during the study was a typical American-style monofilament polyamide longline (for a description see Watson and Kerstetter, 2006). Circle hooks 18/0 10° offset, one type made in Brazil (Anzóis Mendes Ltda.) and another in South Korea (OPI, Lindgren-Pitman design) were compared with straight 'J-style' hooks 9/0 0° offset without ring (Mustad design), traditionally used by the Brazilian fleet targeting tuna, sharks and swordfish (Figure 2). The term 'offset' refers to the deviation, in degrees, in the plane of the hook point relative to that of the hook shank. Gangion length varied according to the vessel, captain and target species, and swivels were placed about 2 m from the hook. Because sharks are an important target group, a 0.5 m length multifilament steel cable was

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

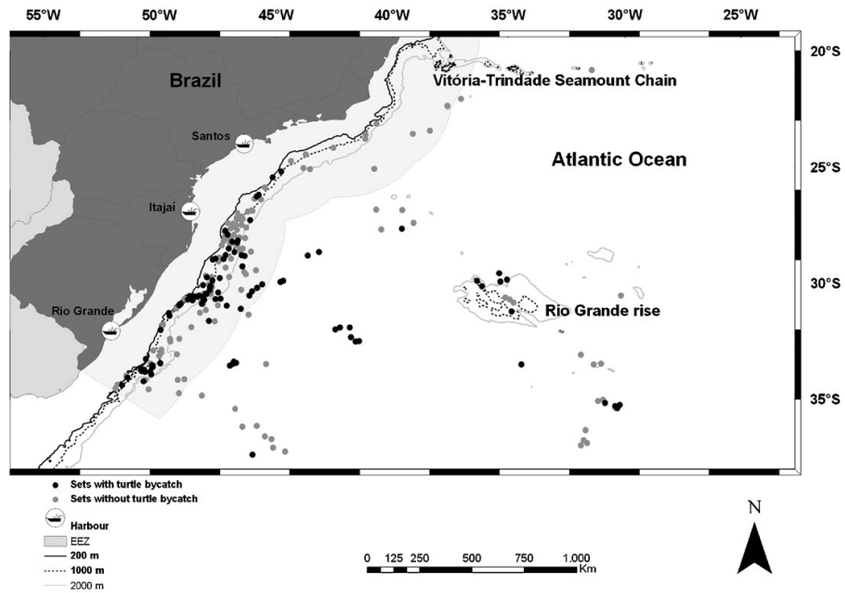


Figure 1. Fishing grounds and distribution of pelagic longline sets carried out from 2004 to 2008 in the south-western Atlantic Ocean to test 18/0 circle hooks and 9/0 J-type hooks. Sets with and without capture of sea turtles are indicated.

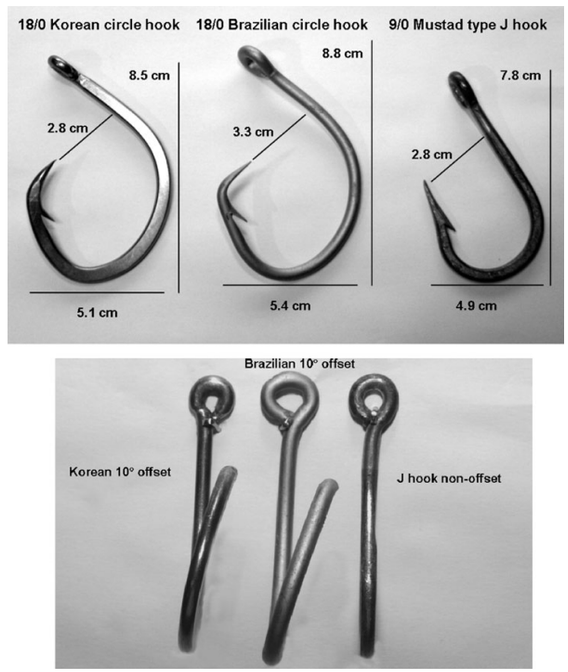


Figure 2. Lateral (above) and frontal (below) views of circle hooks 18/0, 10° offset (Korean – left, Brazilian – centre) and Mustad type 'J' hook 9/0, 0° offset – right. Photos: V. Fonseca.

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

attached at the terminal section of the gangions, near the hook. Five hooks (sometimes six) were deployed between buoys, and the position of the hook which caught a turtle within a section between floats was recorded (positions 1 to 5). Bait used throughout the study was whole mackerel (*Scomber* spp.).

Data were collected by onboard scientific observers whose main task was to collect biological data on sea turtles and test hook performance. Twenty-two trips undertaken by four different vessels of the commercial fleet and four trips by the R/V Soloncy Moura were carried out from 2004 to 2008, covering all months. It is possible that because the trials were conducted on different vessels, this could add confounding variables, such as differences in fishing gear and operational procedures. As such, the aim was to minimize these effects by conducting the trials such that control and experimental hooks were alternated in a subset of the mainline (see Figure 3 in Piovano *et al*., 2009). By using such a design the purpose was to have every J hook as a control for the adjacent circle hook, diluting potential effects from the position of every hook type along the mainline. The number of hooks between floats was usually five (six in a few sets), thus differences in depth according to hook type was minimized. A variable number of hooks, usually J-type, but also tuna hooks, were used outside the experimental section, with different baits, but data was not collected in this section. During operation of a similar vessel and gear configuration in the same fishery, recorded hook depth varied from 33 to 100 m (Olavo *et al*., 2005), justifying the assumption that during the current study hooks were deployed within this range.

In total, 145 828 hooks were deployed (mean = 636.8 ± 280.1 hooks per set, range = 300 to 1450 hooks, $n = 229$ sets). Hooks were usually set near dusk and hauling started early morning. At the start of sets, sea state in Beaufort scale varied from 0 to 5, mode = 2. Mean depth at the start of setting was 1757.3 ± 1370.2 m (range 254–5000 m), similar to the end of the sets (1802.3 ± 1461.7, range 140–5000 m), with large depth variation when sets were deployed over the shelf break (Figure 1). Mainline was 33.6 ± 10.0 nautical miles (nm) long (range 10–46 nm).

Every sea turtle captured was identified and curved carapace length (CCL) was measured to the nearest 0.5 cm. Hook type and location where it was inserted were recorded (deep hooking = esophagus or deeper; light hooking = mouth; and external/entangled or flipper-hooked). Also recorded were the sea turtle condition (alive, dead or in comatose state), and if the hook and terminal gear was removed or not. Live turtles were tagged with metallic inconel tags on every front flipper (hard-shelled turtles) or on hind flippers (leatherback turtles) (Model 681, National Band and Tag Company, Newport, KY, USA) before they were released.

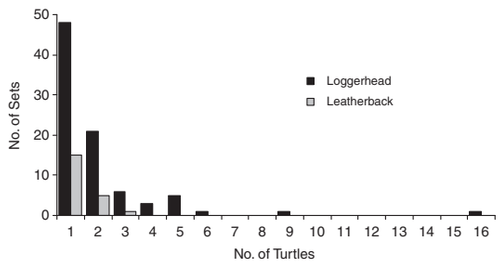


Figure 3. Number of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles captured per set, excluding sets with no captures.

Data analysis

Comparison of the captures of circle vs J hooks for sea turtles, fish and shark target species or group of species (Table 1) was carried out using the Mantel–Haenszel χ^2 test. This test has been designed to test the association between two dichotomous variables using information from several 2×2 tables, when events (in this case captures) are rare (Agresti, 2002). Number of hooks and turtles captured per set was inserted in 2×2 tables to run analysis ($n = 229$ sets).

Table 1. Capture rates (individuals per1000 hooks) and number of sea turtles, bony fishes and sharks captured by pelagic longline using J-type and circle hooks in the south-western Atlantic Ocean. Total fishing effort 145 828 hooks (equal number of circle and J-type hooks set alternated). M-H – Mantel-Haenszel χ^2 test

	J hook Capture rate (No. individuals)	Circle hook Capture rate (No. individuals)	M-H χ^2	*P* value	Odds-ratio
Sea turtles	1.893 (138)	0.837 (61)	25.44	<0.001	2.17
Loggerhead turtle *Caretta caretta*	1.605 (117)	0.727 (53)	23.40	<0.001	2.21
Leatherback turtle *Dermochelys coriacea*	0.274 (20)	0.096 (7)	25.44	<0.001	2.00
Green turtle *Chelonia mydas*	0.014 (1)	0.014 (1)	—	—	—
Bony fishes					
Swordfish *Xiphias gladius*	11.424 (833)	9.806 (715)	10.10	0.001	1.18
All tuna	3.950 (288)	6.830 (498)	15.63	<0.001	1.34
Bigeye tuna *Thunnus obesus*	0.315 (23)	0.631 (46)	0.002	0.008	0.96
Yellowfin tuna *Thunnus albacares*	1.152 (84)	1.591 (116)	2.04	0.153	1.24
Albacore tuna *Thunnus alalunga*	2.482 (181)	4.608 (336)	22.21	<0.001	1.55
Dolphinfish *Coryphaena hippurus*	3.058 (223)	2.688 (196)	1.73	0.188	0.09
Sharks					
Blue shark *Prionace glauca*	20.421 (1489)	23.919 (1744)	25.53	<0.001	1.19
Carcharinus sharks	1.125 (82)	1.701 (124)	7.77	0.005	1.50
Hammerhead sharks *Sphyrna lewini*/*S. zigaena*	1.550 (113)	1.659 (121)	0.21	0.647	1.07
Shortfin mako shark *Isurus oxyrinchus*	1.221 (89)	1.742 (127)	0.355	0.551	1.10

All comparisons have degrees of freedom (df) = 1. — Not calculated.

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

The effect of hook type on size of loggerheads captured was tested by *t*-test. The influence of the position of the hook within a section between floats (basket) in the capture of loggerhead turtles was tested for sets with five hooks between floats, and hook type pooled, through chi-square goodness-of-fit test. To test if the location of hooking in loggerhead turtles differed between hook types the χ^2 test of heterogeneity was used. Finally, tests were made to determine if the number of loggerheads with hook and lines completely removed before releasing them differed between circle and J hooks through a χ^2 test with Yates correction for continuity (Fowler *et al.*, 1998).

Results are presented for sea turtles, main bony fish and shark target species. A complete analysis and discussion of teleosts, sharks and rays captured during this experiment will be reported elsewhere. All species or groups with over 10 individuals were analysed statistically. Parametric tests were used after checking for normality of residuals by Kolmogorov–Smirnov test, and for homoscedasticity by Levene's test, both at $P<0.05$. When necessary, data were 'log' or 'log $n+1$' transformed looking for normality and homocedasticity, or nonparametric tests were used. Capture rates are reported as number of individuals (turtles, fish or sharks) caught per 1000 hooks deployed. Values are given as mean ± 1 standard deviation, except when indicated.

RESULTS

Sea turtle captures

A total of 200 sea turtles of three species were captured. Loggerheads comprised 85% of sea turtles captured, followed by leatherback (14%), and only two juvenile green turtles *Chelonia mydas* (Table 1). One green turtle was caught with a J-hook (CCL = 30.5 cm) and another with a circle hook (CCL = 34.5 cm). Both were hooked in the mouth and were dead when recovered.

Most sets did not capture loggerheads (62.4% of sets) or leatherbacks (90.8%). Among the 86 sets with loggerheads captured, 48 sets captured a single specimen, 21 sets captured two, and a maximum of 16 loggerheads were captured in a single set. Similarly, among the 21 sets with leatherbacks captured, 15 sets captured a single individual, five sets captured two and a single set captured three leatherbacks (Figure 3).

Effect of hook type on turtle capture

Loggerheads

Capture rate of loggerhead turtles decreased from 1.605 turtles per 1000 hooks with J-type hooks to 0.727 turtles per 1000 hooks with circle hooks. The probability of capturing a loggerhead increased by a factor of 2.2 with J hooks (odds-ratio in Table 1). Circle hooks captured larger loggerheads than J hooks (CCL = 60.5 ± 6.7 cm, range 50–81 cm vs 57.9 ± 7.9 cm, range = 37.5–96 cm, $t = 2.36$, df = 118, $P = 0.02$). Based on measurements of CCL of nesting females in Brazilian rookeries (minimum CCL in Espírito Santo State 83 cm, mean = 102.7 cm, Baptistotte *et al.*, 2003; Bahia State, mean 102.8 cm, Marcovaldi and Laurent, 1996), most loggerhead turtles captured by the pelagic longline fleet were immatures, with only two individuals over 81 cm.

Most loggerheads were captured and released alive (92.9%). The proportion of loggerheads released dead did not differ among hook types (circle hook = 5.8%; J hook = 7.7%, $\chi^2_{\text{Yates}} = 0.004$, df = 1, $P = 0.9$). Among loggerheads released alive, 2.1% of those caught with circle hooks were released with hooks remaining in the digestive tract due to difficulty in removing them without causing excessive damage. For turtles caught on J hooks, 7.5% were released with the hook remaining in the turtle with as much line as possible removed. The number of turtles released with the hook remaining was similar between hook types ($\chi^2_{\text{Yates}} = 0.9$, df = 1, $P = 0.3$). However, deep-hooking (esophagus) more commonly involved J hooks than circle hooks (J = 25.0%, circle = 5.8%; $\chi^2 = 9.0$, df = 2, $P = 0.01$). Hooking in the mouth accounted for 73 and 61% for circle and J hooks, respectively, while external hooking/entanglement was 21 and 14% for circle and J hooks, respectively. Captures of loggerheads did not differ according to the location of the hook between floats (positions 1 to 5), hook type pooled and excluded sets with six hooks between floats (chi-square goodness-of-fit test $\chi^2 = 7.8$, df = 4, $P = 0.1$, $n = 95$ turtles).

Capture of loggerheads was higher during spring and autumn and lower during summer and winter. The pattern of reduction of capture rates with circle hooks in comparison with J hooks occurred in all seasons, and varied between 41 and 62%. This seasonal reduction in capture rates with circle hooks was significant in the autumn and approached significance in winter and spring (both $P = 0.06$; Table 2; Figure 4).

Leatherbacks

Twenty-eight leatherbacks were captured during the study, and hook type was recorded for 27 turtles. Most (94.7%) were captured alive, one turtle was dead and one with condition not recorded by the observer. Similar to loggerheads, capture of leatherbacks decreased using circle hooks, from 0.274 leatherbacks per 1000 hooks to 0.096, with 2.0 times more

Table 2. Seasonal capture rates using circle and J-type hooks (turtles per 1000 hooks) and number of individuals of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the pelagic longline fishery off the Brazilian coast

	Summer		Autumn		Winter		Spring	
	J-hook	Circle	J-hook	Circle	J-hook	Circle	J-hook	Circle
No. of turtles	11	5	51	19	16	6	39	23
Capture rates	0.831	0.378	2.435	0.907	0.622	0.233	2.994	1.766
No. of hooks	13 230	13 230	20 944	20 944	25 715	25 715	13 025	13 025
χ^2_{Yates}	1.56	13.73	3.68	3.63				
p value	0.21	0.002[a]	0.06	0.06				

[a]Significant after Bonferroni correction (significance at $P = 0.05/4$, so that $P_{\text{adj}} = 0.013$).

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

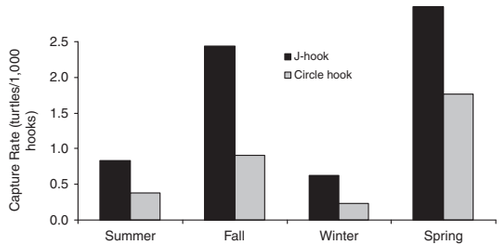


Figure 4. Seasonal variation in capture rates of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) with J-type and circle hooks in the pelagic longline fishery of Brazil.

likelihood of capturing a leatherback with J hooks (Table 1). Twenty-two leatherbacks had hooks attached externally or were entangled (circle and J pooled); four were hooked in the mouth and two unidentified. Thus, hook location was not evenly distributed ($\chi^2_{\text{Yates}} = 11.1$, df = 1, $P = 0.0009$, $n = 26$), but difference between hook types was not tested owing to the small number of leatherbacks caught. On six occasions the observer could not determine if the turtle was in comatose state. For a sample of seven leatherbacks, the mean CCL was 138.1 ± 7.9 cm, range 127–149 cm. This sample represents animals that were small enough to be hauled on board and does not include significantly larger animals that are also vulnerable to this fishing gear but too large to be measured. Leatherbacks were also caught in all seasons.

Target species of bony fish and shark

Among the target species or group of species analysed, capture rates were significantly increased for four target species when using circle hooks, measured in terms of number of individuals per 1000 hooks (Table 1). These include main target species for the Brazilian longline fishery, such as the blue shark (*Prionace glauca*), requiem sharks of the genus *Carcharhinus*, and tunas (bigeye *Thunnus obsesus* and albacore *T. alalunga*). Capture of hammerheads (*Sphyrna lewini* and *S. zygaena*) and shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*) sharks, and yellowfin tuna (*T. albacares*) increased slightly with circle hooks, but the difference was not significant. For the dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) there was a non-significant decrease in captures when using circle hooks (12.1%). The only species with significant decrease in captures with circle hooks (14.2%) in comparison with J hooks was the swordfish, with probability of capture increasing 1.2 times with J-hooks (Table 1). Overall, circle hooks resulted in an additional 5.6 individuals per 1000 hooks deployed in comparison with J hooks (target capture rate with circle hook = 47.001 per 1000 hooks vs J-hook = 41.432 individuals per 1000 hooks). This difference was due to a substantial increase in tuna and blue shark catches with circle hooks (42.2% and 14.6%, respectively). Additional non-target sharks and bony fish species, which are usually landed when captured (e.g. oilfish *Ruvettus pretiosus*, escolar *Lepidocybium flavobrunneum*, Istiophoridae billfishes, thresher sharks *Alopias vulpinus* and *Alopias superciliosus*), as well as the fishing productivity in terms of weight of target species were not analysed or assessed here.

DISCUSSION

Sea turtle capture rates

Capture of sea turtles by pelagic longline has been confirmed to be a 'rare event' in many fisheries (Gilman *et al.*, 2007), which was also true in this study whereby 62% and 91% of sets had 'zero' captures of loggerhead and leatherback turtles, respectively. Notwithstanding, the overall capture rates of sea turtles of 0.837 turtles per 1000 circle hooks and 1.893 turtles per 1000 J-hooks were higher than those measured in previous studies in the area (Sales *et al.*, 2008), but much lower than those based on a limited number of sets and number of hooks (Kotas *et al.*, 2004; Pinedo and Polacheck, 2004). On the other hand, we confirm previous studies in the area and elsewhere that immature loggerheads are the main species and life stage captured, followed by leatherbacks (but see Watson *et al.*, 2005), while green turtles are rarely caught. In the current study most leatherbacks became entangled, while ingesting hooks was rare, the main difference in comparison with loggerheads, which actively ingest the hook and bait (Watson *et al.*, 2005; Read, 2007). The current study also confirms an overall reduction in capture rates of sea turtles with circle hooks in comparison with other hook types (Watson *et al.*, 2005; Read, 2007; Piovano *et al.*, 2009).

Hooks near the floats in a given basket, and consequently shallower than mid-basket hooks, did not have higher capture rates of loggerhead turtles. Probably all hooks were within depths used by immature loggerheads. The Brazilian pelagic longline, targeting a range of species from sharks to swordfish and tunas, tends to set hooks shallower than in the Indian and Pacific Oceans, where the number of hooks between floats is higher, or than the several fleets that operate in the south Atlantic and target mainly tuna, such as Japan and Taiwan. The potential for interaction with loggerheads, which remain for 90% of their time at depths <40 m (Polovina *et al.*, 2004) is thus high for all hooks within a basket in the Brazilian fishery.

Circle hooks as a tool for improving the post-release survival of sea turtles

Despite controversies of post-release survival of sea turtles hooked by longline fisheries (Hays *et al.*, 2004; Bradshaw, 2005) it is sensible to assume that deep hooking (i.e. where the hook has been swallowed) increases mortality in comparison with light hooking (in the upper or lower jaw) and external hooking/entanglement (Gilman *et al.*, 2007). It is generally agreed that removing the hook and line is beneficial for the survival chances of turtles (Valente *et al.*, 2007), except in cases of deep hooking. This is probably even more important in the current fishery where a steel cable is used instead of nylon and so could potentially cause more severe lesions. In addition, a larger proportion of loggerheads are released with terminal gear still attached when captured on J hooks compared with circle hooks (7.5 vs 2.1%, respectively), similar to other findings (Gilman *et al.*, 2007). Thus, it can be concluded that using circle hooks benefits sea turtles in three ways: (1) decreased capture rates; (2) decreased deep hooking rates; (3) decreased proportion of turtles released with terminal gear attached.

Reduction of deep hooking is related to the larger size of hook and shape of circle hooks, which facilitates hooking at the jaw corner, so hooks are less likely to be swallowed. Read (2007) argued that circle hooks are more likely to reduce turtle

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

mortality by preventing swallowing, rather than avoiding hooking of turtles. Results presented here demonstrate that in addition to reduced direct mortality, circle hooks also significantly reduced capture rates of both loggerheads and leatherbacks, which is a clear major benefit for both sea turtle species. The larger size of loggerheads captured with circle hooks could be related to the larger width of the circle hooks, which precluded smaller individuals ingesting the hook, suggesting that hook size, irrespective of hook design, plays a role in loggerhead captures (Watson *et al*., 2005; Read, 2007).

Bony fish and shark target capture rates

It has also been advocated that circle hooks are more efficient in retaining fish after hooking, thus increasing captures. By preventing swallowing, fish are hauled fresher than with traditional J or tuna hooks in both recreational hook-and-line (Cooke and Suski, 2004) and commercial longline fisheries (Kerstetter *et al*., 2007), which can provide a higher quality and subsequently higher price for fish sold at market (Watson *et al*., 2005).

It is not clear why swordfish captures decreased with circle hooks in the current study. Piovano *et al*. (2009) found a non-significant decrease in capture rates of swordfish with 16/0 circle hooks (by number and weight per 1000 hooks) compared with Mustad J- hooks No. 2 in the Mediterranean, similar to the non-significant decrease in Australia comparing 14/0 circle hooks with tuna-hook (Ward *et al*., 2009). In the North Atlantic Ocean, Watson *et al*. (2005) also found a 25% decrease of capture, by weight, using non-offset 18/0 circle hooks with squid bait, and a nominal increase of bigeye tuna. However, these authors, using mackerel as bait and 10° offset 18/0 circle hooks (exactly the same treatment in the current study), found a 19% increase in swordfish capture by weight, and 80% decrease in capture rates of the bigeye tuna in comparison with 25° offset 9/0 J hook (we used non-offset J hooks here). Moreover, circle hooks in recreational Istiophoridae billfishes fisheries had captures comparable with or higher than J hooks (Prince *et al*., 2002). For the Hawaiian swordfish fishery, a pool of regulations, including use of 10° offset 18/0 circle hooks have proved very effective in reducing sea turtle captures, as well as increasing swordfish capture rates (Gilman *et al*., 2007). Preliminary results (26 sets, 16 624 hooks) of a study carried out onboard Brazilian longliners operating in equatorial waters showed increase captures of swordfish and yellowfin tuna, and decreased mortality of fish hauled onboard (Kerstetter *et al*., 2007). This study used a similar design as here, with alternated hook types, but 18/0 non-offset hooks, and a range of baits in different sets (mackerel, squid and mix).

Shark captures in the North Atlantic increased by 8–9% with circle hooks compared with J hooks, where both were baited with squid, but there was a significant reduction in captures with both hooks when using mackerel bait (Watson *et al*., 2005). In the same area post-release survival increased when using circle hooks in the Canadian longline fleet (Carruthers *et al*., 2009). In the north-west Pacific and Australia there were negligible differences between blue shark captures with circle and tuna hooks (Yokota *et al*., 2006; Ward *et al*., 2009), and in Hawaii there was a significant 36% decrease in shark captures between pre- and post-regulations (Gilman *et al*., 2006). While sharks are considered bycatch and their capture undesirable in several fisheries around the world (Gilman *et al*., 2008; Ward *et al*., 2008), they are target species and frequently comprise the bulk of captures in the Brazilian pelagic longline fishery (Hazin *et al*., 2008). Thus, increase in captures reported in this study is a welcome result for the fishing companies and is beneficial for sea turtles by increasing the probability of the acceptance of circle hooks by the fishing industry.

Despite capture rates reported here being based on number of individuals per effort, rather than weight per fishing effort or economic returns, the increased capture of tuna and sharks probably outweigh the losses caused by the reduction in swordfish catches. Fishermen reported that size of target specimens increase with circle hooks, due to improvements in fish retention once hooked, an issue which deserves further investigation.

Implications for fishery management and conservation

Overall, most sea turtles were caught alive (93% of loggerheads; 95% of leatherbacks), which highlights the critical role of fishermen in increasing post-hooking survival, by correctly hauling, handling and releasing sea turtles (Carruthers *et al*., 2009). Educational campaigns, formal courses, or informal training through onboard observers, and increased awareness are essential tools for the conservation of sea turtles at sea. Increasing post-release survival could be greatly improved through the use of dehooking devices for removal of hooks, and line-cutters, instruments with blades and a long handle to assist in the removal of line and disentangling leatherbacks and large loggerheads not hauled onboard. Dipnets will probably reduce injuries in most loggerheads, as their relatively small size makes it feasible for them to be hauled onboard for hook removal.

However, even with the significant reduction of capture rates and potential reduction in mortality for both loggerhead and leatherback turtles with the use of circle hooks, capture rates are still relatively high and an even greater reduction would improve the selectivity of the fishing gear. Watson *et al*. (2005) and Yokota *et al*. (2009) have demonstrated that the use of squid bait instead of fish can also increase the capture rate of loggerhead sea turtles. Because squid is frequently used as bait in the pelagic longline fishery in the south-west Atlantic Ocean, capture rates by fleets in this region are probably higher that those reported in the current study where hooks were baited with fish. Testing additional mitigation measures such as the use of fish instead of squid as bait, or operational shifts, such as increasing depth of hooks set (Shiode *et al*., 2005; Beverly *et al*., 2009), reducing daylight soak time (Watson *et al*., 2005), or restricting the use of lightsticks (Wang *et al*., 2007), should also be tested in combination with circle hooks to further reduce turtle capture rates. Use of such measures, alone or in combination, can greatly enhance the selectivity of the fishing gear, which could benefit a range of other non-target species.

In the longline fishery studied here, the capture rate of dolphinfish was similar between hook types, which is similar to trials in Australia where small 14/0 circle hooks were tested against tuna hooks (Ward *et al*., 2009). On the other hand, preliminary results from the eastern Pacific show a marked decrease in dolphinfish captures using a range of circle hooks (see Read, 2007 and references therein).

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

Genetic and tag recovery data have shown that leatherbacks and loggerheads incidentally captured in fisheries or stranded on adjacent south-west Atlantic beaches are of mixed stocks, with individuals from nesting populations from Brazil, east Atlantic–Africa, Indian Ocean, Australia, North Atlantic and unknown origins (Billes *et al*., 2006; Sales *et al*., 2008; Vargas *et al*., 2008), making sea turtle conservation in south-west Atlantic waters of global importance.

Before circle hooks are made compulsory in a given fishery, they should be field tested first to ensure that they are effective both for reducing turtle bycatch and for not adversely affecting fishery landings (Read, 2007). Here we provide substantial evidence of their effectiveness in the Brazilian pelagic longline fishery. The current study shows that, more than any other fishery studied to date, circle hooks are a viable option for the mitigation of sea turtle bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery. Specifically, circle hooks (1) reduced capture rates of loggerheads and leatherbacks, (2) reduced deep hooking of loggerheads, and (3) increased capture of several target species, thereby remaining economically viable and more likely to be adopted by the fishing industry. However, if circle hooks are adopted in this fishery, their effects on other species, such as seabirds, sharks and billfishes should be considered. Despite not reducing bycatch of sea turtles to negligible levels, circle hook adoption is an important step forward, being the simplest and most effective mitigation measure currently available to minimize sea turtle bycatch and reduce post-release mortality. The increased replacement of J and tuna hooks in favour of circle hooks can contribute greatly towards recovering trends of loggerhead and leatherback populations inhabiting the south-west Atlantic Ocean and nesting on Brazilian beaches (Marcovaldi and Chaloupka, 2007; Thomé *et al*., 2007).

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was partially sponsored and funded by the National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), National Marine Fisheries Service, Pacific Islands Fisheries Science Center and the Joint Institute for Marine and Atmospheric Research of the University of Hawaii. The support of captains and crew, fishing companies Akira and Itafish, and onboard observers was essential throughout this study. Dr P.C.R. Barata provided important statistical support during this study and comments on an early draft. CEPSUL/ICMBio provided logistic support during this study, both on land and onboard the R/V Soloncy Moura. Projeto TAMAR is a conservation programme of the Brazilian Ministry of the Environment, affiliated with ICMBio (Brazilian Institute for Biodiversity Conservation — Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), co-managed by Fundação Pró-Tamar and officially sponsored by Petrobras.

REFERENCES

Agresti A. 2002. *Categorical Data Analysis*. Wiley-Interscience: New York.

Alverson D, Freeberg M, Murawski S, Pope J. 1996. A global assessment of fisheries bycatch and discards. FAO Technical Paper 339. FAO, Rome.

Baptistotte C, Thomé JCA, Bjorndal KA. 2003. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* **4**: 523–529.

Beverly S, Curran D, Musyl M, Molony B. 2009. Effects of eliminating shallow hooks from tuna longline sets on target and non-target species in the Hawaii-based pelagic tuna fishery. *Fisheries Research* **96**: 281–288.

Billes A, Fretey J, Verhage B, Huijbregts B, Giffoni B, Prosdocimi L, Albareda DA, Georges JY, Tiwari M. 2006. First evidence of leatherback movement from Africa to South America. *Marine Turtle Newsletter* **111**: 13–14.

Bjordal Å, Løkkeborg S. 1996. *Longlining*. Fishing News Books: Oxford.

Bradshaw CJA. 2005. Survival of the fittest technology—problems estimating marine turtle mortality. *Marine Ecology Progress Series* **287**: 261–262.

Brothers NP, Cooper J, Løkkeborg S. 1999. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. FAO Fisheries Circular 937, FAO, Rome.

Bugoni L, Mancini PL, Monteiro DS, Nascimento L, Neves TS. 2008. Seabird bycatch in the Brazilian pelagic longline fishery and a review of capture rates in the southwestern Atlantic Ocean. *Endangered Species Research* **5**: 137–147.

Campos EJD, Velhote D, Silveira IC. 2000. Shelf break upwelling driven by Brazil Current cyclonic meanders. *Geophysical Research Letters* **27**: 751–754.

Carruthers EH, Schneider DC, Neilson JD. 2009. Estimating the odds of survival and identifying mitigation opportunities for common bycatch in pelagic longline fisheries. *Biological Conservation* **142**: 2620–2630.

Cooke SJ, Suski CD. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater recreational catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **14**: 299–326.

Domingo A, Bugoni L, Prosdocimi L, Miller P, Laporta M, Monteiro DS, Estrades A, Albareda D. 2006. El impacto generado por las pesquerías en las tortugas marinas en el Océano Atlántico sud occidental. WWF Programa Marino para Latino América y el Caribe, San José, Costa Rica.

Fowler J, Cohen L, Jarvis P. 1998. *Practical Statistics for Field Biology*. John Wiley: Chichester.

Gilman E, Zollett E, Beverly S, Nakano H, Davis K, Shiode D, Dalzell P, Kinan I. 2006. Reducing sea turtle by-catch in pelagic longline fisheries. *Fish and Fisheries* **7**: 2–23.

Gilman E, Kobayashi D, Swenarton T, Brothers N, Dalzell P, Kinan-Kelly I. 2007. Reducing sea turtle interactions in the Hawaii-based longline fishery. *Biological Conservation* **139**: 19–28.

Gilman E, Clarke S, Brothers N, Alfaro-Shigueto J, Mandelman J, Mangel J, Petersen S, Piovano S, Thomson N, Dalzell P *et al*. 2008. Shark interactions in pelagic longline fisheries. *Marine Policy* **32**: 1–18.

Hays GC, Broderick AC, Godley BJ, Luschi P, Nichols WJ. 2004. Tracking turtles to their death. *Marine Ecology Progress Series* **283**: 299–300.

Hazin FHV, Broadhurst MK, Amorin AF, Arfelli CA, Domingo A. 2008. Catches of pelagic sharks by subsurface longline fisheries in the south Atlantic Ocean during the last century: a review of available data with emphasis on Uruguay and Brazil. In *Sharks of the Open Ocean*, Camhi M, Pikitch E, Babcock E (eds). Blackwell: New York; 213–229.

Jiménez S, Domingo A, Brazeiro A. 2009. Seabird bycatch in the southwest Atlantic: interaction with the Uruguayan pelagic longline fishery. *Polar Biology* **32**: 187–196.

2010

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

Kelleher K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. FAO Fisheries Technical Paper 470. FAO, Rome.
Kerstetter DW, Pacheco JC, Hazin FH, Travassos PE, Graves JE. 2007. Preliminary results of circle and J-style hook comparisons in the Brazilian pelagic longline fishery. *Collective Volumes of Scientific Papers, ICCAT* **60**: 2140–2147.
Kotas JE, Santos S, Azevedo VG, Gallo BMG, Barata PCR. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. *Fishery Bulletin* **102**: 393–399.
Lewison RL, Crowder LB. 2007. Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* **21**: 79–86.
Lewison RL, Crowder LB, Read AJ, Freeman SA. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* **19**: 598–604.
Marcovaldi MÂ, Chaloupka M. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research* **3**: 133–143.
Marcovaldi MÂ, Laurent A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. *Chelonian Conservation and Biology* **2**: 55–59.
Olavo G, Costa PAS, Martins AS. 2005. Prospecção de grandes peixes pelágicos na região central da ZEE brasileira. In *Pesca e Potenciais de Exploração de Recursos Vivos na Região Central da Zona Econômica Exclusiva Brasileira*, Costa PAS, Martins AS, Olavo G (eds). Museu Nacional, Série Livros 13: Rio de Janeiro; 167–202.
Olson DB, Podestá GP, Evans RH, Brown OB. 1988. Temporal variations in the separation of Brazil and Malvinas Currents. *Deep-Sea Research* **35**: 1971–1990.
Ovetz R. 2007. The bottom line: an investigation of the economic, cultural and social costs of high seas industrial longline fishing in the Pacific and the benefits of conservation. *Marine Policy* **31**: 217–228.
Pinedo MC, Polacheck T. 2004. Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. *Biological Conservation* **119**: 335–339.
Piovano S, Swimmer Y, Giacoma C. 2009. Are circle hooks effective in reducing incidental captures of loggerhead sea turtles in a Mediterranean longline fishery? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* **19**: 779–785.
Polovina JJ, Howell E, Parker DM, Balazs GH. 2003. Dive-depth distribution of loggerhead (*Carretta carretta* [sic]) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific: might deep longline sets catch fewer turtles? *Fishery Bulletin* **101**: 189–193.
Polovina JJ, Balazs GH, Howell EA, Parker DM, Seki MP, Dutton PH. 2004. Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography* **13**: 36–51.
Pradhan NC, Leung P. 2006. Incorporating sea turtle interactions in a multi-objective programming model for Hawaii's longline fishery. *Ecological Economics* **60**: 216–227.
Prince ED, Ortiz M, Venizelos A. 2002. A comparison of circle hook and 'J' hook performance in recreational catch-and-release fisheries for billfish. *American Fisheries Society Symposium* **30**: 66–79.
Read AJ. 2007. Do circle hooks reduce the mortality of sea turtles in pelagic longlines? A review of recent experiments. *Biological Conservation* **135**: 155–169.
Sales G, Giffoni BB, Barata PCR. 2008. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* **88**: 853–864.
Seeliger U, Odebrecht C, Castello JP (eds). 1998. *Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do Extremo Sul do Brasil*. Ed. Ecoscientia: Rio Grande.
Shiode D, Hu F, Shiga M, Yokota K, Tokai T. 2005. Midwater float system for standardizing hook depths on tuna longlines to reduce sea turtle by-catch. *Fisheries Science* **71**: 1182–1184.
Southwood A, Fritsches K, Brill R, Swimmer Y. 2008. Sound, chemical, and light detection in sea turtles and pelagic fishes: sensory-based approaches to bycatch reduction in longline fisheries. *Endangered Species Research* **5**: 225–238.
Stramma L, England M. 1999. On the water masses and mean circulation of the South Atlantic Ocean. *Journal of Geophysical Research* **104**: 20863–20883.
Swimmer Y, Arauz R, Higgins B, McNaughton M, McCracken J, Ballestero J, Brill R. 2005. Food color and marine turtle feeding behavior: can blue bait reduce turtle bycatch in commercial fisheries? *Marine Ecology Progress Series* **295**: 273–278.
Thomé JCA, Baptistotte C, Moreira LMP, Scalfoni JT, Almeida AP, Rieth DB, Barata PCR. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil, 1988–1989 to 2003–2004. *Chelonian Conservation and Biology* **6**: 15–27.
Valente ALS, Parga ML, Velarde R, Marco I, Lavin S, Alegre F, Cuenca R. 2007. Fishhook lesions in loggerhead sea turtles. *Journal of Wildlife Diseases* **43**: 737–741.
Vargas SM, Araujo FCF, Monteiro DS, Estima SC, Almeida AP, Soares LS, Santos FR. 2008. Genetic diversity and origin of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) from the Brazilian coast. *Journal of Heredity* **99**: 215–220.
Wang JH, Boles LC, Higgins B, Lohmann KJ. 2007. Behavioral responses of sea turtles to lightsticks used in longline fisheries. *Animal Conservation* **10**: 176–182.
Ward P, Lawrence E, Darbyshire R, Hindmarsh S. 2008. Large scale experiment shows that nylon leaders reduce shark bycatch and benefit pelagic longline fishers. *Fisheries Research* **90**: 100–108.
Ward P, Epe S, Kreutz D, Lawrence E, Robins C, Sands A. 2009. The effects of circle hooks on bycatch and target catches in Australia's pelagic longline fishery. *Fisheries Research* **97**: 253–262.
Watson JW, Kerstetter DW. 2006. Pelagic longline fishing gear: a brief history and review of research efforts to improve selectivity. *Marine Technology Society Journal* **40**: 6–11.
Watson J, Epperly S, Foster D, Shah A. 2005. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**: 965–981.
Werner T, Kraus S, Read A, Zollett E. 2006. Fishing techniques to reduce the bycatch of threatened marine animals. *Marine Technology Society Journal* **40**: 50–68.
Yokota K, Kiyota M, Minami H. 2006. Shark catch in a pelagic longline fishery: comparison of circle and tuna hooks. *Fisheries Research* **81**: 337–341.
Yokota K, Kiyota M, Okamura H. 2009. Effect of bait species and color on sea turtle bycatch and fish catch in a pelagic longline fishery. *Fisheries Research* **97**: 53–58.

Copyright © 2010 John Wiley & Sons, Ltd.

INTERNATIONAL SEA TURTLE SOCIETY

30th Sea Turtle Symposium

Goa, India, April 27-29 2010

Abstract Preview

Abstract ID: 3349 **Type:** Poster **Subject:** Reproduction **Country:** Brazil

Submitted By: Armando Barsante-Santos (armando@tamar.org.br)

TAGGING SATURATION PROGRAM OF NESTING HAWKSBIL TURTLES (*ERETMOCHELYS IMBRICATA*) IN THE NORTHEASTERN BRAZIL

Armando José Barsante Santos[1], Claudio Bellini[2], and Claudius Monte[3]

[1] Fundação Pro-Tamar, Fernando de Noronha, Pernambuco, Brazil
[2] Tamar/ICMBio, Natal, Rio Grande do Norte, Brazil
[3] IBAMA, Natal, Rio Grande do Norte, Brazil

The southeast coastline of the state of Rio Grande do Norte Brazil (6º13'40"S, 35º03'05"W) is protected by Projeto Tamar/ICMBio, the Brazilian sea turtle program since 2000. Tagging of nesting hawksbill turtles started in 2004/2005 with random effort. Tagging saturation effort (TSE) started on the 10th December and ended 17 days later with no nesting activity, and were resumed in the nesting seasons of 2006/2007, 2007/2008 and 2008/2009. Beach area of 4km total was monitored every 40 minutes, starting at 7pm ending at 4:30am. Furthermore, morning patrols were conducted daily starting on the 15th September until the eclosion of the last nest. The nesting season lasts from October to May; however the period between January and March concentrates 84% of nesting activity. Average clutch size was 138 +/- 31.6 eggs (range 6 – 259 eggs; N = 696). In situ nests presented average emergence success of 57.5 % (N = 623) and average incubation period of 57.6 +/- 3.77 days (range 50 – 73 days; N = 386). During the three nesting seasons (2006/2007, 2007/2008 and 2008/2009) 48, 31 and 53 respectively nesting females were identified and the number of nests was 113, 84 and 133. In the first season 5 remigrants were found (tagged during the past random effort - PRE), followed by 7 remigrants in the second (still from PRE) and finally by 24 remigrants in the last (22 remigrants from the first TSE – 2006/2007 cohort, plus two remigrants from PRE). 33 females returned within two years and three within three years which average remigration interval results in 729 +/- 105 days (range 654 – 1076 days; N = 36). As the lower remigration interval was two years, the 2008/2009 nesting season represents the zero point for the comparison between the cohorts. Out of 48 females (2006/2007 cohort), 21 returned to nest within 4 km in extension and one was found during a random effort approximately 45 km Northward, at Barreira do Inferno beach, where did set then. The curve carapace length was 0.92 +/- 0.04 m (range 0.83 – 1.025 m, N = 89). Average first post-oviposition mass was 79.6 +/- 11.3 kg (range 56.2 – 105.7 kg; N = 72). Individuals laid one to six clutches, the average was 2.48 +/- 1.65 clutches (N = 132) and 47% of females was seen only once within nesting

season. Average internidal interval was 14.8 +/- 1.4 days (range 12 – 18 days, N = 122), excluding from the analysis all intervals >23 days, which was attributed to unobserved nesting events. Internidal intervals greater than 23 days were observed 58 times which could indicate that individuals are also using adjacent areas. Despite the possible use of adjacent areas by nesting females, the internidal interval pattern can work as correction factor to estimate clutches per individual. Even under this assumption, a concomitant effort to identify nesting females in the adjacent beaches may contribute to more precise estimate number of clutches per individual.

CONCENTRAÇÃO DE MERCÚRIO TOTAL EM TECIDO DE TARTARUGAS VERDES (Chelonia mydas) ENCONTRADAS NA COSTA OESTE DO CEARÁ.

Moisés Fernandes Bezerra [1] (mmoisesfb@hotmail.com)
Luiz Drude de Lacerda [1]
Breno Gustavo Bezerra Costa [1]
Eduardo Henrique Soares Moreira Lima [2]
Maria Thereza Damasceno Melo [2]

1. Instituto de Ciências do Mar / LABOMAR – UFC.
2. Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas

INTRODUÇÃO: Atualmente, as tartarugas verdes estão classificadas pela União Internacional pela Conservação da Natureza - IUCN como espécies ameaçadas de extinção, o que evidencia a importância de estudos visando à conservação da espécie. Pesquisas sobre teores de metais-traço em tartarugas marinhas vêm sendo desenvolvidos em diversos países, entretanto, no Brasil esses dados ainda são bastante escassos. O Hg ocorre naturalmente no ecossistema na ordem de partes por milhão a partes por bilhão. Devido sua alta toxicidade e capacidade de sofrer biomagnificação, a exposição ambiental via cadeia alimentar aumenta significativamente os riscos, principalmente, em consumidores de nível trófico mais elevado como as tartarugas marinhas. No estado do Ceará, está localizado uma das 21 bases do Programa Brasileiro de Proteção, Pesquisa e Manejo das Tartarugas Marinhas – TAMAR / ICMBio. O litoral cearense caracteriza-se como área de alimentação da tartaruga verde, o que reflete uma alta captura incidental pela pesca artesanal. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o grau de contaminação por Hg em tartarugas verdes, além de desenvolver um método não invasivo de monitoramento ambiental desses animais em risco de extinção.

MÉTODOS: Entre os meses de fevereiro de 2009 e março de 2010, sob autorização do Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBIO No 21693-1, foram coletadas por equipe técnica TAMAR / ICMBio, amostras de tecido queratinizado de animais encalhados ou capturados incidentalmente na região de Almofala e praia da Taíba. Em campo, foi realizada a identificação, biometria e coleta de fragmentos da carapaça dos animais amostrados (n = 10). O material foi armazenado em sacos plásticos e levados ao laboratório para proceder com as analises químicas. Em laboratório, foi realizada uma lavagem ultra sônica do material, retirando grãos de areia, algas filamentosas e quaisquer elementos que poderiam influenciar nas concentrações de Hg, e secagem em estufa a 60o C, por 12 horas. As amostras foram pesadas (~ 500 mg) e levadas à pré-digestão em tubos de Teflon contendo 10 mL de ácido nítrico 65% por uma hora. A digestão foi realizada por microondas (MARS XPRESS – CEM), a 400 W de potência e 200o C, por 30 min., em seguida, foi adicionado 1 mL de peróxido de hidrogênio, transferido quantitativamente para um balão volumétrico e aferido para 100 mL com água destilada < 3µS. Teores de Hg total foram quantificados em equipamento de absorção atômica por geração de vapor frio (NIC RA-3 – Nipon).

RESULTADOS E DISCUSSÃO: Um percentual de 60% dos espécimes amostrados era de animais saudáveis capturados de forma incidental em currais de pesca da região de Almofala que foram liberados com vida imediatamente após os procedimentos de

biometria e coleta. Os resultados obtidos de 10 amostras de fragmentos de carapaça apresentaram concentrações variando de < L.D. (0,12 ng/g) a 856,6 ng/g. Essa grande variabilidade, provavelmente, se deve ao tamanho dos indivíduos amostrados, cujo intervalo foi de 36,4 cm a 103,1 cm de comprimento curvilíneo da carapaça (CCC). Os teores mais elevados de Hg Total (556,5 ng/g em média) foram observados em animais juvenis (37,4 ± 1,5 cm de CCC), ao contrário dos animais sub-adultos (94,1 ± 12,8 cm de CCC), que apresentaram as menores concentrações do metal na carapaça (2,5 ng/g em média). Na literatura são extremamente escassos os dados de concentrações de Hg Total em carapaça de Chelonia mydas, dificultando comparações entre diferentes regiões. Entretanto, os teores obtidos nos espécimes sub-adultos analisados nesse estudo, são semelhantes aos encontrados por Sakai et al. (2000 Mar. Pollut. Bull. 40, 701–709) em dois indivíduo capturados na costa japonesa, cuja média foi de 2,4 ng/g.

CONCLUSÕES: Com base nos resultados obtidos, conclui-se que as concentrações de mercúrio total encontradas na carapaça de tartarugas verdes sub-adultas do litoral do Ceará apresentam-se em baixas concentrações, levando em consideração o alto nível trófico em que esses animais se encontram. Porém, não foi possível comparar os resultados de concentrações em animais juvenis da mesma espécie, devido à falta de dados na literatura. Conclui-se ainda, que a técnica não invasiva de coleta de fragmentos de carapaça, utilizada nesse trabalho, se mostrou eficiente quanto à quantificação dos teores de mercúrio total em tartarugas marinhas, ressaltando a importância desse tipo de estudo em animais ameaçados de extinção. Os dados obtidos neste estudo são os primeiros resultados de teores de mercúrio total em carapaça de Chelonia mydas no litoral do Ceará, devendo servir de base para comparações em estudos de contaminação por elementos-traço em tartarugas marinhas. Instituição de fomento: CNPq / INCT – TMCOcean Trabalho de Iniciação Científica

Palavras-chave: Tartaruga marinha; Chelonia mydas; Mercúrio total.

Área: HERPETOLOGIA
Código: HERP0067

UTILIZAÇÃO DE ARMADILHAS FOTOGRÁFICAS PARA IDENTIFICAÇÃO DE POTENCIAIS PREDADORES DE NINHOS DE TARTARUGAS MARINHAS

Neto, L. D.; Santos, A. J. B.; Specht, C. G. H. F.; Bertoldo, L. P. P.

E-mail: loro_neto@hotmail.com.br

Instituições dos autores: FUNDAÇÃO PRÓ TAMAR

Tartarugas marinhas são organismos amplamente distribuídos e apresentam uma vasta variedade de predadores, sobretudo ninhos e neonatos. A identificação de predadores através de evidências físicas indiretas, como registros de pegadas e marca de dentes nas cascas dos ovos são as mais empregadas. Estas técnicas podem impedir a identificação e raramente retém informações confiáveis, além disso, o comportamento e os padrões temporais do predador são raramente registrados. O uso de armadilhas fotográficas tem sido um método eficaz para identificação das espécies que visitaram os ninhos, permitindo distinguir quais os visitantes que de fato são potenciais predadores. Este estudo foi conduzido em 6 km de praias dentro do Centro de Lançamento da Barreira do Inferno (área militar) entre os municípios de Natal e Parnamirim (5º56`07.69``S, 35°09`33.42``), área monitorada pelo Projeto TAMAR/ ICMBio. Utilizamos uma armadilha fotográfica digital de disparo automático (MOULTRIE) 4.0 mega pixels. A câmera é disparada no momento em que ocorre a interrupção do feixe de luz infravermelha, emitido continuamente por um sensor com intervalos entre disparos de 2 minutos. Nas fotos, foram registradas data e hora para análise comportamental das espécies e os disparos em um intervalo de tempo inferior a 5 minutos foram atribuídos ao mesmo evento de visitação. A armadilha foi fixada em uma base de madeira a uma altura de aproximadamente 30 cm do solo a uma distância de aproximadamente 3 m do ninho. Durante o período de análise com esforço amostral de 168 horas, a armadilha fotográfica foi testada em 15 ninhos da tartaruga-de-pente *Eretmochelys imbricata*. Em 12 destes ninhos foram obtidas 37 fotos com a presença de vertebrados, duas espécies de mamíferos; *Cerdocyon thous* (raposa) e *Euphractus sexcinctus* (tatu), e uma de ave *Polyborus plancus* (carcará). *Cerdocyon thous* se destacou com maior número de fotos, 89,2 % (*N* = 33); seguido por *P. plancus* (Carcará), 8,1% (*N* = 3) e apenas um registro para *E. sexcinctus* (Tatu), 2,7% (*N* = 1). Dentre as espécies registradas, foi constatada a escavação do ninho apenas por *C. thous.* Focando na espécie que apresentou potencial predatório (*C. thous)*, foram registrados 11 eventos de visitação a ninhos entre 18:21 e 04:33 hs, com a maior parte entre o intervalo de 00:01 e 02:00 hs (36,4%; *N* = 4). Dentre os ninhos visitados pela raposa, apenas 3 foram escavados e em cinco a raposa apenas farejou a cova. Os dados obtidos neste estudo demonstraram que o uso de armadilhas fotográficas é um método eficiente para o registro de potenciais predadores de ninhos, podendo fornecer informações confiáveis e detalhadas de eventos predatórios; ainda assim, este método tem sido pouco aplicado em estudos de herpetologia.

Palavras-Chave: Armadilha fotográfica, Predadores, Tartaruga Marinha

Financiador: DELPHI engenharia, ICMBio, FUNPEC, Centro de Lançamento da Barreira do Inferno.

Dutra G.H.P., Werneck M.R., Silva A.N.E, Nascimento C.L, 2010. **Lesões histopatológicas da infecção por Amphiorchis caborojoensis (Fischthal & Acholonu 1976) em Eretmochelys imbricata (Linnaeus 1758).** Anais do XIII Congresso Abravas. Aquário Municipal de Santos. Avenida Bartolomeu de Gusmão s/nº Ponta da Praia, Santos, SP, Brasil. E-mail: dutra@kingnet.com.br

Introdução: A família Spirorchiidae corresponde a um grupo de trematódeos habitantes de sistema circulatório de quelônios. São conhecidas aproximadamente 100 espécies, distribuídas em 19 gêneros descritos em quelônios terrestres e aquáticos (Platt 2002). Entre este grupo podemos encontrar dez gêneros que são exclusivos de tartarugas marinhas (Smith 1997). Freqüentemente a parasitose por membros da Familia Spirorchiidae é responsável por causar graves lesões nos hospedeiros e ocasionalmente o óbito dos mesmos. Análises desta associação foram relatadas em Chelonia mydas (Greiner et al. 1980, Glazebrook et al. 1981, Glazebrook, et al. 1989, Gordon et al. 1998 e Santoro et al. 2007) Eretmochelys imbricata (Glazebrook, et al. 1989) e Caretta caretta (Wolke, et al. 1982). Externamente verifica-se emaciação crônica (Glazebrook et al. 1981, Glazebrook, et al. 1989, Gordon et al. 1998). Macroscopicamente observa-se a ocorrência de numerosos nódulos na superficie serosa e mucosa do intestino delgado e grosso (Gordon et al. 1998 e Santoro et al. 2007) de coloração escura com aproximadamente 1-2 mm de diâmetro que quando abertos revelam grande quantidade de ovos dos trematódeos. Microscopicamente há descrições de inflamações crônicas ocasionadas pela ação direta do parasita sobre o tecido (Santoro et al. 2007) e a ação dos ovos que, liberados na corrente sanguínea, penetram em praticamente todos os tecidos dos hospedeiros (Glazebrook et al. 1981). A infecção secundária bacteriana é também um importante achado nestes casos (Glazebrook et al. 1989, Raidal et al. 1998, Gordon et al. 1998). Histologicamente as lesões encontradas são na forma de numerosos nódulos (granulomas) contendo ovos de parasitas e são encontrados no sistema nervoso central, cardiorrespiratório e sistema excretor, além de fígado, baço, intestinos e glândula de sal (Glazebrook et al. 1981, Glazebrook, et al. 1989, Gordon et al. 1998). O objetivo desta nota é descrever as lesões encontradas em um exemplar juvenil de E. imbricata encontrada no município de Praia Grande, litoral sul do Estado de São Paulo, Brasil. Material e Métodos: Em 30 de maio de 2009, uma tartaruga juvenil da espécie E. imbricata foi encontrada após encalhe de praia em Praia Grande (24º01'49"S 46º28'32"W) apresentava 34 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e pesava 4,0 kg foi encaminhada ao Aquário Municipal de Santos para reabilitação, durante a permanência do animal na instituição, uma amostra de sangue foi coletada do seio dorsal cervical e análise radiográfica foi realizada. Após um período de 29 dias, o animal veio à óbito no dia 29 de junho. Na necropsia, amostras de tecido foram coletadas, fixadas em formalina a 10% e processadas histologicamente, cortados em 5 µm e corados por hematoxilina e eosina. Apenas um parasita foi encontrado durante a inspeção do coração. O helminto foi fixado em solução de AFA (álcool 70%, Ácido acético e formol), corado com carmim clorídrico e clarificado com creosoto e analisado em microscópio óptico. Resultados: ANÁLISE CLÍNICA: Hematologicamente o animal apresentou 40% de hematócrito; Hemoglobina: 12,9 g/dl; 450.000 eritrócitos totais/microlitro; 5250 leucócitos totais/microlitro; monócitos: 8% (420 monócitos/microlitro); linfócitos: 34% (1785 linfócitos/microlitro); eosinófilos: 1% (52 eosinófilos/microlitro); heterófilos: 57 % (2993 heterófilos/microlitro). Radiograficamente o animal apresentava radiopacidade no intestino delgado e notavelmente no ceco indicando um fecaloma, posteriormente confirmado na necropsia. ANÁLISE NECROSCÓPICA: Necroscopicamente, a tartaruga apresentava caquexia e intensa congestão de vasos mesentéricos,

presença de nódulos (granulomas miliares) lineares de coloração enegrecida em serosa duodenal com 1-2 mm de diâmetro (Figura 1). Fecalomas compostos por pequenos bivalves foram encontrados no trajeto entre o duodeno e o ceco. O fígado apresentava-se com bordos arredondados, coloração vinhosa, aspecto marmorizado e pigmentação melânica sob a cápsula de Glisson. Ao corte, as trabeculações sinusoidais estavam evidentes e havia a drenagem de moderada quantidade de sangue das trabeculações. ANÁLISE PARASITOLÓGICA: Os granulomas miliares evidenciaram ao corte grande quantidade de ovos fusiformes de tremátodos pertencerem a família Spirorchidae (Figura 2). Foi observado um indivíduo adulto de tremátodo no interior do cavum pulmonale, identificado posteriormente como Amphiorchis caborojoensis Fischthal & Acholonu, 1976. ANÁLISE HISTOPATOLÓGICA: Histopatologicamente, verificou-se uma severa duodenite mononuclear com necrose de vilosidades associada a presença de grande quantidade de ovos de tremátodos contendo miracídeos, sob infiltração mononuclear (linfoplasmocitária) em submucosa com discreta infiltração heterofílica (Figura 3). Ao redor da submucosa, havia acentuada fibroplasia (proliferação de fibroblastos) com fibras orientadas de forma desorganizada. O pulmão apresentava marcada pneumonia intersticial parasitária, em alguns pontos, com infiltração heterofílica e ovos contendo miracídeos, em outros, pneumonia intersticial com infiltração mononuclear com grande número de ovos íntegros contendo miracídeos (Figura 6), e em outros pontos com clara formação mononuclear epitelióide e de células gigantes (Figura 5). Nas áreas de maior inflamação, observa-se a presença de hemossiderina no interior de macrófagos. Baço apresentava rarefação linfocitária de centros germinativos, intensa hemossiderose e moderada congestão, especialmente na região medular. O coração apresentava intensa miocardite mononuclear, com baixo número de ovos contendo miracídeo. Fígado apresentava moderada hepatite mononuclear mediozonal e periportal com baixo número de ovos de tremátodos associados a intensa hemossiderose e melanomacrófagos (Figura 4). Cordões de hepatócitos apresentando células em degeneração microvacuolar e hidrópica. Numa localização mediozonal, havia hepatite crônica com início de formação de célula gigante tipo corpo estranho contígua a ovos degenerados.

Discussão: Neste relato pode-se observar que os valores hematológicos obtidos estavam dentro dos padrões de normalidade, à despeito da parasitose, não se observou eosinofilia, interpretada como devido a uma baixa celularidade medular de reserva para estes granulócitos. Em nossa amostra foi observada que externamente a tartaruga analisada apresentava-se com a diminuição da musculatura do pescoço, regiões axilares e inguinais, além de regiões do plastrão com aspecto aprofundado, caracterizado inespecificamente como quadro de emaciação e caquexia, estes mesmos sinais já relatados em outros casos de lesões por Spirorchiidae (Glazebrook et al. 1981, Glazebrook et al. 1989, Gordon et al. 1998). Apenas sete espécies distribuídas entre os gêneros: Amphiorchis Price 1933, Hapalotrema Looss 1899, Learedius Price 1934 e Carettacola foram relatados em exemplares de E. imbricata. Todos distribuídos no oceano Pacífico, Indico, Atlântico Norte (Smith 1997) e mais recentemente Atlântico Sul (Werneck et al. 2008). A espécie A. caborojoensis foi apenas relatada em exemplares de E. imbricata encontrados na Costa Rica (Fischtal and Acholonu, 1976; Dyer et al. 1995) e no Brasil (Werneck., et al. 2008). Sendo este relato a segunda ocorrência deste helminto em animais encontrados na costa Brasileira. Os ovos encontrados nos granulomas, foram descritos com sendo do tipo I por Wolke et al. 1982 e são supostamente da espécie A. caborojoensis, achados semelhantes no mesmo hospedeiro e com a mesma espécie de helminto foram relatados por Werneck et al. 2008. Os vasos sanguíneos mesentéricos apresentavam congestão, o que pode estar relacionada

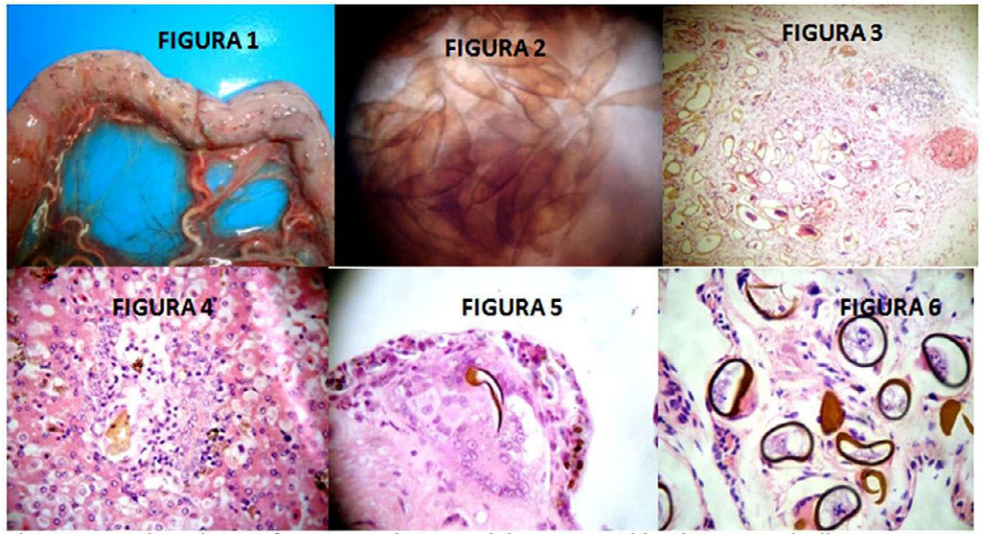


Figura 1- Duodeno de *E. imbricata* com lesões nodulares enegrecidas de 1-2 mm de diâmetro na serosa; Figura 2- Fotomicrografia citológica de decalque de nódulos enegrecidos da serosa duodenal de *E. imbricata* contendo ovos de trematódos da família Spirorchidae. 400X; Figura 3- Fotomicrografia de duodeno de *E. imbricata* com acentuado infiltrado mononuclear de distribuição multifocal associado ao grande número de ovos de trematódo. 400X. HE ; Figura 4- Fotomicrografia de fígado de *E. imbricata* com discreta infiltração mononuclear de distribuição focal mediozonal associada a presença de ovos de trematódo e hemossiderose. 400X HE; Figura 5- Fotomicrografia de pulmão de *E. imbricata* com moderado infiltrado mononuclear no interstício e formação de células gigantes associadas aos ovos de trematódos. 400 X HE ; Figura 6- Fotomicrografia de pulmão de *E. imbricata* com moderado infiltrado inflamatório intersticial mononuclear associado a grande quantidade de ovos de trematódo. 1000X HE.

com os achados de miocardite, induzindo congestão passiva crônica assim como relatados por Wolke et al. 1982 e com Rand & Wiles, 1985. A presença de nódulos lineares de coloração enegrecida, associada aos achados de ovos fusiformes é consistente com infecção por digenéticos Spirorchidae (Wolke et al.1982, Rand & Wiles 1985, Gordon et al. 1998, Cordero-Tapia et al. 2004, Werneck et al. 2006). O segmento intestinal com maior número de granulomas foi o duodeno, cujo aspecto histológico traduziu-se em severa duodenite mononuclear com necrose de vilosidades associada a presença de grande quantidade de ovos de trematódos contendo miracídeos, sob infiltração mononuclear (linfoplasmocitária) e heterofílica (Wolke et al. 1982) com relação a fase exsudativa/ produtiva em infiltrados mais intensos e com maior número de ovos. Sob este mesmo prisma, verificaram-se três tipos de achados na histopatologia do pulmão, sem granulomas observáveis necroscopicamente, achados de pneumonia intersticial parasitária, em alguns pontos, com infiltração heterofílica e ovos contendo miracídeos (fase exsudativa), em outros, pneumonia intersticial com infiltração mononuclear com grande número de ovos íntegros contendo miracídeos (fase produtiva), e em outros pontos com clara formação mononuclear epitelióide e de gigantócitos. Nas áreas de maior inflamação, observou-se a presença de hemossiderina no interior de macrófagos, como resultado congestivo (Wolke et al. 1982, Rand & Wiles 1985). A histopatologia do fígado revelou achados similares aos trabalhos de Wolke et

al. 1982, Rand & Wiles 1985, em que a presença de melanomacrófagos associados a hepatite parasitária mononuclear foi observada, além de hemossiderose, indicando a tendência a uma cronicidade das lesões. Julga-se que a rarefação linfóide observada no baço contribua para a imunossupressão e para a predisposição às lesões de Spirorchidae (Aguirre et al. 1998). Este trabalho relata as lesões histopatológicas em um exemplar de tartaruga marinha associada à infecção por parasitas da Família Spirorchiidae encontrado na costa brasileira, contribuindo assim para o maior conhecimento sobre os processos patogênicos nos animais desta região.

Referências: Aguirre A.A., Spraker T.R., Balazs G. H., Zimmerman B. 1998. Spirorchidiasis and fibropapillomatosis in green turtles from Hawaiian Islands. Journal of Wildlife Diseases, 34(1): 91-98. Cordero-Tapia A., Gardner S. C., Arellano-Blanco J., Inohuye-Rivera R. B. 2004. Learedius learedi infection in black turtles (Chelonia mydas agassizii), Baja California Sur, Mexico. Journal of Parasitology. 90(3): 645–647. Dyer W. G., Williams Jr, E. H., Bunkley-Williams L.1995. Digenea of the green turtle (Chelonia mydas) and the leatherback turtle (Dermochelys coriacea) from Puerto Rico. Caribbean Journal of Science. 31(3-4): 269-273. Fischthal J.H., Acholonu A.D. 1976. Some digenetic trematodes from Atlantic Hawksbill turtle Eretmochelys imbricata imbricata (L.) from Puerto Rico. Journal of Helminthology Society of Washington, 43: 174-185. Glazebrook J.S., Campbell R.S., Blair D. 1981. Pathological changes associated with cardiovascular trematodes (Digenea: Spirorchiidae) in green sea turtle Chelonia mydas (L.). Journal of Comparative Pathology, 9: 361-368. Glazebrook J.S., Campbell R.S., Blair D. 1989. Studies on cardiovascular flukes (Digenea: Spirorchiidae) infections in sea turtles from the Great Barrier Reef, Quensland, Australia. Journal of Comparative Pathology, 101: 231-250. Gordon A. N., Kelly W. R., Cribb T.H. 1998. Lesions Caused by Cardiovascular Flukes (Digenea: Spirorchidae) in Stranded Green Turtles (Chelonia mydas). Veterinary Pathology 35:21-30. Greiner E.C., Forrester D.J., Jacobson E.J. 1980 Helminths of mariculture-reared Green turtles (Chelonia mydas mydas) from Grand Cayman, British West Indies. Proceedings of the Helminthological Society of Washington. 47: 142-144. Inohuye-Rivera R.B., Cordero-Tapia A., Arellano-Blanco J., Gardner S.C. 2004. Learedius learedi Price, 1934 (Trematoda: Spirorchiidae), in black turtle (Chelonia mydas agassizii) hearts from Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. Comparative Parasitology. 71(1): 37–41. Platt T.R. 2002. Family spirorchiidae Stunkard, p.453-467. In: Gibson D.I., Jones, A. & Bray R.A. (Eds.), Keys to the Trematoda. CABI Publishing, London. Raidal S.R., Ohara M, Hobbs R.P., Prince P. 1998. Gram-negative bacterial infections and cardiovascular parasitism in green sea turtles (Chelonia mydas). Australian Veterinary Journal. 76(6): 415-417. Rand T.G., Wiles M. 1985. Histopathology of Infections by Learedius learedi Price, 1934 and Neospirorchis schistosomatoides Price, 1934 (Digenea: Spirorchiidae) in Wild Green Turtles, Chelonia mydas L., from Bermuda. Journal of Wildlife Diseases. 21(4): 461-463. Santoro M., Morales J.A., Rodrigues-Ortiz B. 2007. Spirorchiidiosis (Digenea: Spirorchiidae) and lesions associated with parasites in caribbean green turtles (Chelonia mydas). The Veterinary Record, 161: 482-486. Smith J. W. 1997. The blood flukes of cold-blood vertebrates. Helminthological Abstracts, 66: 329-344. Werneck M.R., Becker J.H., Gallo B.G., Silva R.J. 2006. Learedius learedi Price 1934 (Digenea, Spirorchiidae) in Chelonia mydas Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) in Brazil: case report. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia. 58 (4): 550-555. Werneck M. R. 2007. Helmintofauna de Chelonia mydas necropsiadas na base do Projeto Tamar- IBAMA em Ubatuba – SP. Dissertação (mestrado). Instituto de Biociências de

Botucatu. Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP. 48 p. Werneck M.R., Gallo B.G., Silva, R.J., 2008. Spirorchiids (Digenea: Spirorchiidae) infecting a Hawksbill sea turtle Eretmochelys imbricata (Linnaeus 1758) from Brazil. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia. 60 (3): 663-666. Wolke RE., Brooks R., George A. 1982. Spirorchidiasis in loggerhead sea turtles (Caretta caretta): pathology. Journal of Wildlife Diseases. 18(2):175-185. Termos de indexação: Eretmochelys imbricata, Amphiorchis caborojoensis, histopatologia.

CARACTERIZAÇÃO DA PESCA DE EMALHE E INTERAÇÃO COM AS TARTARUGAS MARINHAS EM UBATUBA – SP.

Gomes, B.M.[1]; Alvarenga, F.S.[1]; Ottoni, G.[1]; Fernandes, J.S.[1]; Giffoni, B.B.[1]; Fonseca, V.[1]; Almeida, B.A.D.L.[1]; Becker, J.H.[1]

[1] Projeto TAMAR - ICMBio, Fundação Pró-TAMAR. Rua Antonio Athanazio da Silva, 273 – Ubatuba – CEP: 11.680-000 – email: curupira@tamar.org.br

RESUMO

Como resultado das ações de sensibilização realizadas desde 1991 junto aos pescadores de Ubatuba, o Projeto Tamar registrou a ocorrência de 398 capturas incidentais de tartarugas marinhas na pesca com redes de emalhe até dezembro de 2001. A partir deste resultado, iniciaram-se estudos para maior conhecimento da interação entre estes animais e esta pescaria, no município. Entre 2002 e 2008, foram registradas 847 capturas de tartarugas em redes de superfície (25,03% mortas) e 169 em redes de fundo (36,09% mortas). Devido à necessidade de qualificar as redes e quantificar os pescadores que as utilizam, foi iniciado em 2007 um censo junto aos mesmos. Utilizando um questionário estruturado, foram entrevistados 119 pescadores, dos quais 25 trabalham exclusivamente com redes de superfície e 33 apenas com redes de fundo. Outros 61 alternam as redes de acordo com a época do ano e produtividade das espécies-alvo. Considerando as diferenças nas redes e em sua operação, e que as tartarugas mais capturadas na pesca costeira (*C. mydas* e *E. imbricata*) utilizam os costões rochosos para forrageio, conclui-se que as redes de superfície interagem mais com estes animais que as outras redes de emalhe no município. A pesquisa de medidas mitigadoras que reduzam as capturas e a mortalidade das tartarugas e que levem em conta a importância social desta pescaria devem ser priorizadas.

Palavras chave: conservação, captura incidental.

INTRODUÇÃO

As ações de conservação das tartarugas marinhas no Brasil datam de 30 anos atrás com a criação do Projeto Tamar/ICMBio. Atualmente o projeto conta com 23 bases distribuídas em 9 estados desempenhando diferentes atividades, de acordo com a distribuição geográfica das espécies de tartarugas marinhas, seu comportamento e as ameaças antrópicas existentes nestas áreas. A base do Projeto Tamar de Ubatuba-SP, foi criada em 1990 por se tratar de uma área de alimentação onde há altos índices de captura incidental pela pesca (MARCOVALDI, 1991), principalmente para a tartaruga verde, *Chelonia mydas,* além de outras três espécies: *Caretta caretta* (tartaruga cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro) (GALLO *et al.* 2006).

Dentre as pescarias costeiras que capturam tartarugas em Ubatuba, destacam-se a pesca de peixes com cercos flutuantes, a pesca de peixes e camarões com redes de emalhe e a pesca de camarão com redes de arrasto (GALLO *et al.* 2006).

A partir do trabalho de sensibilização realizado pelo Tamar desde a implantação da Base, pescadores colaboram informando as capturas de tartarugas marinhas nas diferentes pescarias.

Entre dezembro de 1991 e dezembro de 2001, foram registradas 398 capturas em redes de emalhe em Ubatuba, sendo 388 *C. mydas*, 9 *E. imbricata* e 1 *C. caretta* (fonte: Banco de Dados do Projeto Tamar-ICMBio). A partir destas informações, o Tamar iniciou esforços no sentido de aprofundar os conhecimentos sobre a interação entre as tartarugas marinhas e a pesca com redes de emalhe no município.

Apesar da importância econômica e cultural da pesca artesanal em Ubatuba, esta atividade é realizada de maneira informal, não havendo informações sobre o número de pescadores que atuam na região. Neste contexto, iniciou-se em 2007 o censo dos pescadores que utilizam redes de emalhe no município, bem como a caracterização desta pescaria adotando 12 critérios definidos no Plano de Ação Nacional para Redução das Capturas Incidentais de Tartarugas Marinhas na Pesca (MARCOVALDI *et al.* 2002)

MATERIAL E MÉTODOS

A partir de setembro de 2002, os registros de capturas incidentais de tartarugas marinhas em redes de emalhe pelos pescadores foram separados em duas categorias: Redes de Emalhe de Superfície, usada na captura espécies neríticas e Redes de Emalhe de Fundo para espécies bentônicas e demersais.
O censo dos pescadores e a caracterização da pescaria de emalhe foram realizados ao longo dos anos de 2007 a 2009. Foi utilizado um questionário estruturado com questões referentes às características gerais do petrecho (tipos de rede, quantidades, comprimento, altura, malha), da embarcação (material, comprimento, motorização), da utilização (profundidade onde atua, espécies-alvo, distância dos costões rochosos), aspectos organizacionais (filiação a colônias de pesca, pontos de desembarque) e da interação com tartarugas marinhas. As entrevistas foram feitas nas praias, ranchos e residências dos pescadores, sempre de forma individual evitando a influência de terceiros nas respostas. Para encontrar todos os pescadores em cada comunidade, foi perguntado aos entrevistados o nome daqueles que atuam na pesca com emalhe, de forma que novos nomes fossem listados no censo e então entrevistados. O procedimento se repetiu até que não fossem feitas mais adições de novos nomes e apenas repetições fossem citadas (BERNARD, 1998).
A unidade de medida utilizada para caracterizar a altura e o comprimento das redes foi a “braça”. Por se tratar de medida não padronizada, que varia muito entre os pescadores, neste trabalho foi adotado o valor de conversão mais comum informado pelos mesmos: uma braça = 1,70m.
As informações foram armazenadas em banco de dados no formato ACCESS, permitindo consultas através de cruzamento de diferentes tabelas (pescadores, embarcações, redes).

RESULTADOS E DISCUSSÕES

No período de setembro de 2002 a dezembro de 2008 foram registradas 847 capturas de tartarugas em redes de superfície (25,03% mortas) e 169 capturas em redes de fundo (36,09% mortas).
No período de 2007 a 2009, foram identificados 119 pescadores artesanais que atuam com redes de emalhe em Ubatuba. Destes, 33 trabalham exclusivamente com redes de fundo e 25 trabalham somente com redes de superfície. No caso dos 61 pescadores que possuem mais de uma categoria de rede, a utilização de redes de fundo ou de superfície varia de acordo com a época do ano e respectiva produtividade (safra) das espécies -alvo.
A partir das espécies-alvo, além das características das redes, foi possível distinguir quatro categorias principais de redes de emalhe, conforme a tabela abaixo:

Categorias de redes de emalhe	Nº de redes	Malha (cm)	Material da rede	Altura (m)	Profundidade onde atua (m)	Espécies alvo
Superfície	90	10 a 14	Nylon mono-filamento	3 a 13	6 a 45	*Scomberomorus brasiliensis*, *Cynoscion virescens* e *Mugil liza*
Fundo para camarão branco	39	6 a 7	Nylon mono-filamento	1,5 a 3	1,5 a 30	*Litopenaeus schimitti*
Fundo para corvina	120	8 a 16	Nylon mono-filamento	1,5 a 10	1,5 a 50	*Micropogonias furnieri*
Fundo para cação viola	14	18 a 25	Nylon / fio de pneu	1,5 a 4,5	6 a 45	*Rhinobatos* spp.

Tab.1 Caracterização das redes de superfície e fundo da pesca artesanal de Ubatuba-SP;
Obs: malha = Distância entre nós opostos e esticados da rede de pesca.

As embarcações utilizadas para operação das redes foram agrupadas nas seguintes categorias:

Categoria	Material	Comprimento (m)	Propulsão/potência	n
Canoa	Fibra ou madeira	3,5 e 7	remo	58
Canoa	Fibra	4 e 5,5	De 8 e 25 Hp	6
Barco	Alumínio	5,5	remo	1
Barco	Alumínio ou Madeira	4,55 e 9,80	De 8 e 60 Hp	51

As redes de superfície apresentaram grande diversidade em função das dimensões, malhas e espécies-alvo. A maioria dos pescadores que utilizam estas redes (83,33%) atua em profundidades menores que 15m. Sendo assim, não é raro que as redes de superfície pesquem em toda a coluna d´água, capturando também espécies demersais e bentônicas. Este fato se torna mais evidente considerando que as profundidades nas proximidades dos costões rochosos, onde comumente as redes são instaladas, variam entre 5 e 9 m, segundo os próprios pescadores. A utilização das redes de superfície junto aos costões rochosos, captura pescado em pouca quantidade e grande diversidade de espécies. Para atuação nesta escala de produção, os pescadores utilizam basicamente canoas a remo ou embarcações a motor de baixa potência.

As redes de fundo apresentaram maior homogeneidade principalmente em relação à altura (76,88% das redes apresentam até 2 braças de altura, ou seja, 3,4m) e a profundidade onde atuam (73,30% se mantém em locais com mais de 10m de profundidade) especializado-as no que diz respeito a captura das espécies alvo. São redes focadas na captura de um número menor de espécies, presente em maior abundância, para comercialização formal junto às peixarias, mercados e atravessadores.

A maior parte da produção gerada pela pesca com redes de emalhe em Ubatuba (fundo e superfície), tem como pontos de desembarque as próprias praias de origem/moradia dos pescadores. Apenas 20,16% dos pescadores desembarcam nos portos ou praias com estrutura/histórico de desembarque pesqueiro em escala comercial/industrial (Vila da Picinguaba, Ilha dos Pescadores, Cais do Alemão, Píer do Saco da Ribeira e Maranduba).

CONCLUSÃO

A grande diversidade de tipos de redes de emalhe e variação nas características como dimensões, malha, espécies-alvo, requisitos de embarcação e outros demonstra a complexidade desta arte de pesca e demanda maior detalhamento e especificidade no que diz respeito à criação de mecanismos de mitigação da captura incidental e da mortalidade das tartarugas marinhas.

Considerando o histórico de capturas incidentais registradas pelo Tamar em Ubatuba, as diferenças entre as características de operação das redes de emalhe de superfície e de fundo (especialmente quanto aos locais de instalação, profundidade e distância dos costões), e que as tartarugas marinhas mais capturadas pela pesca costeira em Ubatuba (*C. mydas* e *E. imbricata*) tipicamente habitam os costões rochosos como áreas de alimentação e refúgio, conclui-se que as redes de emalhe de superfície apresentam maior interação com as tartarugas marinhas que as demais categorias de pesca com redes de emalhe no município. Desta forma, a pesquisa de medidas mitigadoras de capturas deve ser priorizada para esta pescaria, no município. Entretanto, deve-se notar que a pesca com redes de emalhe exerce papel fundamental na subsistência dos pescadores, que não tem estrutura para operar em maiores distâncias da costa e capturar outras espécies-alvo.

Desta forma, políticas de proteção que considerem a proibição ou mudança na forma de atuação destas redes, devem considerar seu impacto social e incluir discussões sobre alternativas e subsídios que garantam a manutenção ou melhoria da qualidade de vida dos pescadores envolvidos.

REFERÊNCIAS

BERNARD, H.R. 1998. Introduction. On method and methods in anthropology in H.R. Bernard (Ed.)Handbook of methods in cultural anthropology. Walnut Creek, Ca. Altamira Press. P.9-36.

GALLO, B.M.G.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J.H.; BARATA, P.C.R. 2006.Sea turtle conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v.5, n.1, p. 93-101,

MARCOVALDI, M.A. 1991. Sea turtle Conservation Program in Brazil expands activities. **Marine turtle Newsletter** 52:2-3.

MARCOVALDI, M.A., J.C. THOMÉ; G. SALES, J. COELHO, B. GALLO & C. BELLINI. 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. **Marine Turtle Newsletter** 96: 24-25

RECAPTURAS DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS PELO PROJETO TAMAR-ICMBio, BASE DE ALMOFALA, CEARÁ, DURANTE OS ANOS DE 2007 E 2008.

Eduardo H. S.M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1], Alberto Klefasz[2], Luciana Aires Barreira[2], Carla Maria L.Sombra[2],

[1]Fundação Pró -TAMAR, Acesso Projeto TAMAR, 151, Almofala, Ceará,CEP: 62.592-000. eduardo.lima@tamar.org.br
[2]Analista Ambiental, CETAS – Centro de Triagem de Animais Silvestres - IBAMA/CE, Rua Wilson Pereira, 351 - Guajeru - CEP 60.843-150 - fortaleza, CE

RESUMO

Marcação e recaptura de tartarugas marinhas são importantes para avaliações de status populacional de uma determinada área quer seja de desova ou alimentação e desenvolvimento e determinação de corredores migratórios. Entre os anos de 2008 e 2009 o Projeto TAMAR-ICMBio deu continuidade ao Programa de Marcação de Tartarugas Marinhas no Ceará onde verificou-se que muitos indivíduos tem fidelidade a área de alimentação localizada em Itarema e Acaraú, e que tartarugas marinhas marcadas em outras áreas monitoradas pelo TAMAR como Sergipe e Rio Grande do Norte migram para essa área de alimentação.

Palavras chave: marcação, recaptura, tartarugas marinhas

INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas são animais migratórios, capazes de realizar grandes deslocamentos entre áreas de alimentação e praias de desova. Informações sobre recapturas de tartarugas são uma importante ferramenta para avaliar a permanência desses animais em uma área como também os seus deslocamentos entre áreas de nidificação e alimentação. O litoral do Ceará destaca-se como área de alimentação e desenvolvimento de tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758), além de corredor migratório das outras quatro espécies de tartarugas registradas no litoral brasileiro: *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus,1766), *Caretta caretta* (Linnaeus,1766), *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829), *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761).

Para a proteção das tartarugas marinhas no litoral oeste do Ceará foi implantada em 1992, a base do Projeto TAMAR-ICMBio em Almofala, situada entre as coordenadas de 02.93786°S e 039.81431°W, no município de Itarema. Nesta região tem-se verificado que tartarugas marinhas marcadas realizam migrações nacionais e internacionais sendo os indivíduos encontrados posteriormente em Trinidad Tobago, Tortuguero na Costa Rica e Nicarágua (MORTIMER *et al.* 1987, MARCOVALDI, 1993, LIMA *et.al.*1998, LIMA *et.al.*1999, LIMA & TROENG, 2001, LIMA *et al*., 2003, GODLEY *et al*., 2003)

Análises de DNA mitocondrial de tartarugas verdes capturadas em Almofala sugerem que os indivíduos desta região pertencem também a populações da Ilha de Ascensão, África, México, Costa Rica e Suriname (NARO-MACIEL *et al.* 2004). O presente trabalho relata as recapturas de tartarugas marinhas ocorridas durante os anos de 2007 e 2008 no estado do Ceará.

MATERIAIS E MÉTODOS

saídas ao mar juntamente com os pescadores para acompanhamento do processo de despesca dos currais, além de monitoramento de praia para verificação de ocorrências de encalhes de indivíduos vivos ou mortos. Para o manejo dos animais foi realizada a identificação das espécies, tomadas de medidas curvilíneas de comprimento e largura do casco, identificação do sexo (quando possível), pesagem e marcação. Nos casos de animais recapturados procedeu-se normalmente com manejo, sendo a numeração de marcas encontradas anotadas para conferência no banco de dados nacional do Projeto TAMAR. Os animais que não se encontravam em condições de soltura imediata por estarem acometidos de alguma enfermidade, foram transferidos para a área de quarentena da base para a indicação do tratamento adequado na tentativa de recuperação do indivíduo. No caso daqueles encontrados mortos ou que vieram a óbito após o tratamento, foram realizadas necropsias para identificação do sexo e possível diagnóstico de *causa-mortis*.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante os anos de 2007 e 2008 foram registradas 406 tartarugas marinhas em Almofala e Volta do Rio, onde 11,33% (n=46) do total foram de indivíduos marcados e recapturados. Os animais recapturados foram assim distribuídos quanto à identificação da espécie: 89,13% (n=41) eram *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758), 4,35% (n=2) de *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766), 12,17% (n=1) de *Caretta caretta* (Linnaeus,1758) e 4,35% (n=2) de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholz, 1829). A verificação de um maior número de *Chelonia mydas* era esperado por ser a espécie de maior abundância na região. Para LIMA *et.al.* (2003) este fato é justificado devido à presença de bancos de algas bentônicas espalhados em toda a costa haja vista que este é o alimento preferencial desta espécie.

No momento da recaptura ou encontro do animal, 39 indivíduos (84,78%) estavam vivos e 7 15,22% foram encontrados encalhados mortos na praia. Dos animais encontrados vivos pode-se detalhar que 33 (84,62%) foram capturados em currais de pesca, 3 (7,70%) encalhados na praia, 1 (2,56%) animal foi capturado através de mergulho livre, 1 (2,56%) em rede de espera de fundo e 1 (2,56%) em rede de arrasto de praia. Salienta-se que, foi frequente a recaptura por mais de uma vez de um mesmo animal, porém tais informações não estão aqui avaliadas.

Duas (2) tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* foram marcadas no Atol das Rocas - RN em 2005, sendo encontrada em 2007 na Praia de Fortim, litoral leste do estado do Ceará, tendo percorrido no mínimo 458 km e ainda outro indivíduo, também marcado no Atol das Rocas em 2004, foi encontrado encalhado em Caucaia no ano de 2008, tendo percorrido cerca de 540 km. Ambas as tartarugas apresentaram intervalos de dois e quatro anos respectivamente entre marcação e recaptura.

Outras espécies também realizaram migrações para o litoral cearense. Uma *Lepidochelys olivacea* marcada em Pirambu - SE, em setembro de 2008, foi encontrada morta do litoral cearense 60 dias depois da sua marcação inicial, tendo percorrido aproximadamente 755 km.

Durante as Campanhas de 2007 e 2008 não foram registradas recapturas internacionais a exemplo de anos anteriores (LIMA & MELO, 2007). Porém, foi observado que 93,48% (n=43) registros foram de animais marcados dentro da área monitorada e recapturados posteriormente na mesma região dias, meses ou anos depois.

CONCLUSÕES

O trabalho de marcação de tartarugas marinhas é um importante instrumento para o entendimento de alguns aspectos ecológicos destes animais. Através do conhecimento de suas rotas migratórias, poderemos dispor de mecanismos para a proposição de políticas que visem diretamente à proteção das tartarugas marinhas e seus habitats no litoral do nordeste brasileiro.

LIMA, E. H. S. M.; LAGUEUX, C. J.; BARATA, P. C. R.; MARCOVALDI, M. Â. 2003. Second Record of a green turtle (*Chelonia mydas*) tagged in Brazil and captured in Nicarágua. ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n. 101, p.27.

LIMA, E.H.S.M. ; LAGUEUX, C.J.; W. CASTRO, D.; MARCOVALDI, M.A. 1999. From one feeding ground to another: green turtle migration between Brazil and Nicaragua. ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n.85, p.10.

LIMA, E.H.S.M.; CRUZ, F.A.B.M. da.; MORAIS, S.M.R. da S.; MELO, M.T.D. 2003. Capturas acidentais de tartarugas marinhas em currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA Base de Almofala – Campanha 2002. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 14., 2003, Maceió. ***Livro de Resumos...***, Maceió: Universidade Federal de Alagoas, p. 349.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2007. Recapturas de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará durante o período de 1993 a 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR. Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano.

LIMA, E.H.S.M.; TROËNG, S. 2001. Link Between Green Turtles Foraging in Brazil and Nesting in Costa Rica? ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n. 94, p.9.

LUM, L.L.;LIMA, E.H.S.M.; SANTOS, A. 1998. Green turtle tagged in Brazil recovered in Trinidad. ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n. 82, p.9.

MARCOVALDI, M.Â. 1993. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil**.** ***Marine Turtle Newsletter***, San Diego, n.63, p.13-14.

MORTIMER, J.A.;CARR, 1987. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). ***Copeia***. 1987, p.103-113.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J.H.; LIMA, E.M.; MARCOVALDI, M.A.; DESALLE, R. 2004. Connectivity and Intra-Population Structure of Western South Atlantic Green Sea Turtle (*Chelonia mydas*) Foraging Populations. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 24., Costa Rica. ***Proceedings…***, [S.l.:s.n.], [200?].

O Projeto TAMAR-ICMBio é um Programa do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e patrocinado oficialmente pela PETROBRÁS. A base de Almofala no Ceará, recebe suporte financeiro regional da BRANDINI – LÁMEN TAMAR e Prefeitura Municipal de Itarema. O TAMAR agradece a Representação IBAMA Ceará através do CETAS, Núcleo de Fauna e Fiscalização pelo apoio nos trabalhos de atendimento e resgates de tartarugas marinhas no Ceará.

TERCEIRO LEVANTAMENTO DE ENCALHES DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS PELO PROJETO TAMAR-ICMBio, REGIONAL CEARÁ/PERIODO-2008 e 2009.

Eduardo H. S.M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1]
Carolina de Sousa Jorge[1] , Alberto Klefasz[2], Luciana Aires Barreira[2], Carla Maria L.Sombra[2]
[1]Fundação Pró -TAMAR, Acesso Projeto TAMAR, 151, Almofala, Ceará,CEP: 62.592-000.
eduardo.lima@tamar.org.br
[2]Analista Ambiental, CETAS – Centro de Triagem de Animais Silvestres - IBAMA/CE, Rua Wilson Pereira, 351 - Guajeru - CEP 60.843-150 - fortaleza, CE

RESUMO
A base do Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará foi montada em 1992 em Almofala no município de Itarema para a pesquisa e proteção das cinco espécies de tartarugas marinhas que utilizam sua área para alimentação, descanso e corredor migratório. No entanto a ocorrência de encalhes desses animais em todo o litoral cearense tem sido uma constante ameaça a estes quelônios. Durante os anos de 2008 e 2009 foram observados 152 encalhes em 11 municípios litorâneos do Ceará, envolvendo as cinco espécies ocorrentes no Brasil.

Palavras chave: encalhes, tartarugas marinhas,

INTRODUÇÃO
Encalhes de tartarugas marinhas têm sido observados com freqüência em todo o litoral brasileiro, indicando a necessidade de monitoramentos buscando informações que gerem subsídios para minimizar as causas e conseqüências. Sabe-se que os encalhes podem ser provocados por diversas razões que vão desde doenças infecciosas, parasitárias, ingestão de resíduos sólidos até a pesca incidental atualmente considerada um dos maiores problemas para a conservação de tartarugas marinhas no mundo (EPPERLY, *et al* 1996).
No Ceará foi implantada em 1992, a base do Projeto TAMAR-ICMBio em Almofala, situada entre as coordenadas de 02.93786°S e 039.81431°W, no município de Itarema (MARCOVALDI, 1993). A região destaca-se como uma área de alimentação de tartarugas marinhas podendo-se observar a presença das cinco espécies de tartarugas ocorrentes no Brasil: *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758), *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus,1766), *Caretta caretta* (Linnaeus,1766), *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829) e *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (LIMA,2007).
O presente trabalho tem por objetivo relatar os encalhes de tartarugas marinhas no Ceará durante os anos de 2008 e 2009.

MATERIAIS E MÉTODOS
O Projeto TAMAR no Ceará, mesmo tendo sua principal área de atuação na região oeste do estado, atende a ocorrências de encalhes de tartarugas marinhas em todo o litoral cearense. Para atendimento aos relatos de encalhes, tem-se tornado cada vez mais necessária a formação de parcerias com órgãos governamentais, ONGs, comunidades, Colônias de pescadores para a formação de uma rede informações de encalhes. Essa rede aumenta a possibilidade de que os animais resgatados vivos possam receber cuidados imediatos aumentando a sobrevivência e facilitando sua reintrodução na natureza. Tal cooperação ainda tem possibilitado a coleta de informações sobre o registro dos animais encalhados mortos importantes para avaliações e definições de estratégias de conservação para uma determinada área.
A equipe externa envolvida nos resgates foi devidamente capacitada de acordo com a metodologia adotada pelo Programa Nacional de Manejo e Conservação das Tartarugas Marinhas em áreas de registros não reprodutivos (LIMA, 2002), proporcionando a coleta de informações como: identificação de espécie, tomadas biométricas de comprimento e largura do

casco, sexo (quando possível) além de dados como presença de tumores e evidências de interação com a pesca (marcas de redes, amputações, entre outros).
Para tartarugas encontradas mortas foram avaliadas, quanto à provável *causa mortis* e logo após enterradas. Nos casos de animais encontrados vivos foram analisadas as suas condições gerais, onde indivíduos que necessitavam de algum tipo de tratamento foram transferidos para a área de quarentena do Projeto TAMAR em Almofala. Os demais, liberados imediatamente no mar em local de origem do encalhe.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante os anos de 2008 e 2009 foram registrados pelo Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará, 152 encalhes de tartarugas marinhas dos quais 26,97% (n=41) foram registrados vivos e 73,03 % (n=111) encontrados mortos.
As ocorrências foram registradas nos municípios de Itarema com 48,68% (n=74), Fortaleza (17,10%, n= 26), Acaraú (16,45%, n=25), Jijoca de Jericoacoara (3,95%, n=6) no litoral oeste e Aquiraz (3,29%, n=5), Icapuí (2,63%,n=4), Aracati (1,97%, n=3), Beberibe (1,97%, n=3), Cascavel (1,32%, n=2), Caucaia (1,32%, n=2) e São Gonçalo do Amarante (1,32%, n=2) no litoral leste. Ressalta-se que os municípios de Itarema, Fortaleza e Acaraú apresentaram maiores índices em relação aos outros municípios devido ao monitoramento de praia ser realizado pelo TAMAR por estar dentro de sua área de atuação (Itarema e Acaraú). Para o caso de Fortaleza, o índice aqui apresentado esta relacionado a atuação do Centro de Triagem de Animais Silvestres – CETAS/IBAMA-CE que realiza os atendimentos nas praias de Fortaleza e circunvizinhanças (LIMA *et al.*, 2005, LIMA *et.al.* 2007).
De acordo com as espécies identificadas verificou-se que a *Chelonia mydas* apresentou o maior número de registros com 79,60% (n=121) (média= 0,69m, mín= 0,141m, máx=1,243m), seguida de *Eretmochelys imbricata* com 11,84% (n=18) (média=0,68m, mín=0,295m, máx=1,06m), 6,58%(n=10) *Lepidochelys olivacea* (média=0,48m, mín=0,224m, máx=0,734m), 2 (1,32%) indivíduos de *Caretta caretta* (média=0,97m, mín=0,93m, máx=1,01m) e apenas 1 (0,66%) individuo de *Dermochelys coriacea* medindo 1,170m.
Em 32 registros foi verificada a possibilidade de interação com pescarias regionais sendo encontrados 19 (59,38%) indivíduos decapitados, 7 (21,88%) com nadadeiras decepadas, 5 (15,62%) pedaços de redes enroscadas ao corpo e 1 (3,12%) registro de uma tartaruga da espécie *Lepidochelys olivacea* indicando interação com a pescaria de espinhel. No entanto o numero aqui apresentado não indica a real situação de interação das tartarugas marinhas com as pescarias regionais (LIMA *et al* , 2007).
A Fibropapilomatose é uma doença caracterizada por tumores, extremamente contagiosos que afetam principalmente a tartarugas da espécie *Chelonia mydas*, no entanto estão sendo observados casos nas outras espécies em todo o mundo (BAPTISTOTTE, 2007). Esta doença pode ser um dos fatores associados a encalhes de tartarugas marinhas. Na avaliação aqui apresentada pode-se observar a presença de tumores em 21 (13,82%) dos indivíduos encalhados. Entretanto em 103 (67,76%) indivíduos atendidos não foram constatados tumores e em 28 (18,42%) não foi possível determinar a presença de fibropapilomas pelo avançado estado de decomposição dos animais encontrados.
Do total de 41 registros de tartarugas vivas 15 (36,59%) animais forma liberados imediatamente no mar e 26 (63,41%) foram transferidos para a base do TAMAR em Almofala, pela não condição de soltura imediata necessitando assim de atendimento.

CONCLUSÕES

A ocorrência de encalhes de tartarugas marinhas no estado do Ceará é uma preocupação constante dos órgãos de conservação, principalmente pelo fato da ocorrência das cinco espécies de tartarugas marinhas utilizarem esta área para alimentação, desenvolvimento e corredor migratório.
A procura de parcerias e formação de redes de encalhe tem se mostrado uma ferramenta necessária, eficiente e principalmente para o monitoramento e coleta de dados pela extensão do litoral cearense e a necessidade atendimento imediato para os animais encalhados vivos a fim de evitar-se estresses desnecessários com uma maior chance de reabilitação.

REFERÊNCIAS

BAPTISTOTTE, C. 2007. Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura Luiz Queiroz, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. 63f.

EPPERLY, S.P.; BRAUN, J.; CHESTER, A.J.; CROSS, F.A.;MERRINER, J.V.; ESTER, P.A.; CHURCHILL, J.H. 1996. Beach strandings as an indicator of at-sea mortality of sea turtles. **Bulletin of Marine Science**. N. 59, v.2. p.289-297.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2002. Aspectos metodológicos empregados na base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala- Ceará para a conservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2005. Encalhes de tartarugas marinhas registrados pelo Projeto TAMAR-IBAMA ao longo do litoral do Estado do Ceará, período 1996- 2004. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], CD-ROM.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2007. Recapturas de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará durante o período de 1993 a 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12. **Resumos expandidos...,** Florianópolis: AOCEANO

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. SPIANDORIM, M.; SANTANA, L.M.B. 2007. Segundo levantamento de encalhes de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no litoral do Ceará durane os anos de 2005 e 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, *1*2., **Resumos expandidos...,** Florianópolis: AOCEANO

MARCOVALDI, M.A. 1993. A new iniciative to Project Green turtles at na important foraging ground in Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter,** n.63, p.13-14.

O Projeto TAMAR-ICMBio é um Programa do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e patrocinado oficialmente pela PETROBRÁS. A base de Almofala no Ceará,recebe suporte financeiro regional da BRANDINI – LÁMEN TAMAR e Prefeitura Municipal de Itarema. O TAMAR agradece a Representação IBAMA Ceará através do CETAS, Núcleo de Fauna e Fiscalização pelo apoio nos trabalhos de atendimento e resgates de tartarugas marinhas no Ceará. Agradecemos também as comunidades pesqueiras principalmente as Colônias de Pesca e Secretarias de Meio Ambiente pela ajuda dispensada. Especial agradecimentos ao Governo do Estado do Ceará através do Corpo de Bombeiros, Policia Militar Ambiental e Prefeitura Municipal de Fortaleza.

MOVIMENTOS MIGRATÓRIOS DA TARTARUGA-CABEÇUDA, *CARETTA CARETTA*, MONITORADOS ATRAVÉS DE TELEMETRIA POR SATÉLITE

Marcovaldi, M. A.[1]; Lopez, G. G.[1]; Soares, L. S.[1]; Lima, E. M.[1]; Thomé, J. C.[2]; Almeida, A. P.[2]

[1]Fundação Pró-TAMAR, Cx Postal 2219, Salvador, BA, 41950-970; [2]Projeto TAMAR/ICMBio, Reserva Biológica de Comboios, Linhares, ES, Cx Postal 105, 29900-970.

Palavras chave: Caretta, telemetria, satélite, área de alimentação, migração

O litoral Norte da Bahia representa a principal área de desova da tartaruga-cabeçuda no Brasil. A marcação e recaptura de fêmeas ao longo dos anos forneceu informações importantes sobre a biologia reprodutiva da espécie, além de registros pontuais sobre os deslocamentos internidais e pós-reprodutivos. Entretanto, o uso do espaço durante o período internidal, a localização das áreas de alimentação, bem como o comportamento migratório entre os sítios de desova e alimentação constituem ainda lacunas no conhecimento necessário à conservação da tartaruga-cabeçuda no Brasil. Com o objetivo de acompanhar os deslocamentos internidais e pós-reprodutivos na principal população da espécie no Brasil, dez fêmeas receberam transmissores (Sirtrack KiwiSat 101) durante emergências reprodutivas nas praias da região, sendo monitoradas por até 1.133 dias. Oito fêmeas permaneceram na área de desovas após a instalação dos transmissores e as áreas individuais ocupadas durante este período evidenciaram uma fidelidade perceptível mesmo em uma escala local. Após intervalos variáveis, todas as fêmeas migraram para áreas de alimentação situadas na costa Norte do Brasil. As áreas individuais de alimentação foram estabelecidas sobre a plataforma continental. A distância entre os sítios reprodutivos e as áreas de alimentação pode atingir mais de 2.000km, e o período médio de deslocamento, mais de um mês. O trajeto foi realizado ao longo da plataforma, e foi evidenciado um corredor migratório bem delineado; o tempo de permanência monitorada na área e sua extensão foram positivamente correlacionados. O estudo mostrou ainda a existência de intervalos variáveis de remigração aos sítios de desova. Estas variações, conhecidas e comuns a diferentes espécies de tartarugas marinhas, foram inferidas a partir de estudos de marcação e recaptura em diferentes praias de desova, e esta é a primeira demonstração direta deste processo. Três fêmeas foram rastreadas durante a segunda migração para as áreas de alimentação; nos três casos, o deslocamento ocorreu ao longo do mesmo corredor migratório delineado durante os deslocamentos iniciais das dez fêmeas. As mesmas áreas de alimentação foram ocupadas nesta segunda migração. Os resultados obtidos revelaram importantes aspectos do uso do ambiente pela tartaruga-cabeçuda: a delimitação de um corredor migratório ao longo de toda a costa Nordeste do Brasil, das áreas de alimentação na costa Norte, especialmente no Ceará, e a fidelidade aos sítios de alimentação. Estas informações fornecem subsídios importantes para o planejamento das ações de conservação das tartarugas marinhas no Brasil.

PROJETO TAMAR/ICMBio - PROGRAMA INTERAÇÃO TARTARUGAS MARINHAS E PESCA. BASE METODOLÓGICA E SITUAÇÃO ATUAL

Marcovaldi, M. A.[1]; Marcovaldi, G. G.[1]; Lopez, G. G.[1]; Thome, J. C. A.[1]; Da Silva, A. C. C. D.[1]; Bellini, C.[1]; Lima, E. P.[1]; Gallo, B.[1]; Wanderlinde, J.[1]; Lima, E. H. S. M.[1]; Sales, G.[1]; Fiedler, F. N.[1]; Giffoni, B. B.[1]

[1]Projeto TAMAR - ICMBio, Fundação Pró-TAMAR. Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, 40210-970, Brasil. neca@tamar.org.br

RESUMO

O Projeto TAMAR/ICMBio vem trabalhando na conservação das tartarugas marinhas no Brasil há 30 anos. Em 2001 o TAMAR elaborou o Plano de Ação Nacional para Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas na Pesca. Para implementar as estratégias deste Plano o conceito de "pescaria" foi adotado como a unidade de gestão e manejo (avaliação e monitoramento) das interações entre as tartarugas marinhas e a pesca. Cada pescaria é definida a partir do grau de homogeneidade e caracterizada de acordo com 12 critérios. A adoção do conceito de pescaria proporcionou: 1) definir unidades mais padronizadas em relação a interação tartarugas marinhas x pesca, 2) aprimorar as estimativas de BCPUE (by catch por unidade de esforço) e 3) aprimorar o direcionamento das estratégias de conservação aplicadas a cada espécie de tartaruga. Com base nessa abordagem foram identificadas 26 pescarias, sendo 21 costeiras e 5 oceânicas. Cada uma dessas pescarias interage de forma distinta com as diferentes espécies de tartarugas em relação à classe etária, ao grau de interação e ao potencial letal. O desenvolvimento e implementação de medidas mitigadoras também leva esses fatores em consideração com o objetivo de reduzir a captura e/ou a mortalidade das tartarugas marinhas em cada uma das pescarias, buscando, contudo, não reduzir significativamente as taxas de captura das espécies-alvo.

Palavras chave: conservação, tartarugas marinhas.

INTRODUÇÃO

O Projeto TAMAR/ICMBio vem trabalhando na conservação das tartarugas marinhas no Brasil há 30 anos. Hoje o TAMAR conta com 23 bases, distribuídas em 9 estados e cobrindo cerca de 1.100 km da costa brasileira, incluindo as ilhas oceânicas de Trindade, Fernando de Noronha e Atol das Rocas. Ao longo desse período foram protegidas as principais áreas de reprodução e alimentação, bem como identificadas as principais ameaças às cinco espécies que se reproduzem no Brasil; *Chelonia mydas* (tartaruga verde), *Caretta caretta* (tartaruga cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), *Dermochelys coriácea* (tartaruga-de-couro) e *Lepidochelys olivacea* (tartaruga oliva). Entre as ameaças, a pesca tem sido motivo de grande preocupação e foco do TAMAR desde 1990 (MARCOVALDI *et al.* 2002; THOMÉ *et al.* 2003), quando as primeiras bases localizadas exclusivamente em áreas de alimentação de tartarugas marinhas foram instaladas (Ubatuba – SP em 1990 e Almofala – CE em 1992) (MARCOVALDI, 1991; MARCOVALDI *et al*, 1999). Desde então estratégias de conservação e medidas mitigadoras para reduzir a captura incidental e a mortalidade das tartarugas marinhas nas diferentes pescarias tem sido implementadas.

Em 2001 o Projeto TAMAR/ICMBio elaborou o Plano de Ação Nacional para Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas na Pesca (MARCOVALDI *et al*, 2002; MARCOVALDI *et al* 2006) que vem sendo executado sob a forma de um programa de pesquisa e monitoramento denominado Programa Interação Tartarugas e Pesca e possui 5 objetivos: 1)Monitoramento das atividades de pesca, 2) Desenvolvimento de pesquisas específicas, 3) Desenvolvimento e implementação de medidas mitigadoras, 4) Envolvimento dos atores sociais em fóruns de discussão, 5) Suporte para a pesca sustentável.

Essa estratégia é levada a cabo com a colaboração de parceiros como: Universidades, Ministério da Pesca e Aquicultura, IBAMA, ICMBio, ONGs, Empresas e Armadores de Pesca, além dos próprios pescadores.

O presente trabalho tem por objetivo apresentar as bases teóricas do referido Programa bem como os resultados alcançados.

MATERIAL E MÉTODOS

Para implementar as estratégias do Plano de Ação o conceito "pescaria" foi adotado como a unidade de gestão e manejo (avaliação e monitoramento) a partir da qual se realizam as interações entre as tartarugas marinhas e a pesca. (SALES *et al*., 2003). Nesse contexto, para definir uma pescaria, 12 critérios são utilizados (tab 1).

Tab 1. Critérios utilizados para definir uma pescaria

Critérios pesqueiros	**Critérios sócio-econômicos**
Caracterização do petrecho	Nº de pescadores envolvidos
Caracterização da embarcação	Forma de organização dos pescadores
Distribuição espacial	Pontos de desembarque
Distribuição temporal	Legislação incidente
Espécies-alvo	Interfaces institucionais
Esforço de pesca	
Unidade de esforço	

Essa abordagem possibilitou agrupar as distintas pescarias a partir de seus aspectos biológicos e socioeconômicos mais relevantes para a interação entre pesca e tartarugas marinhas.

Primeiramente agrupadas em duas classes, pescarias costeiras e oceânicas, foram identificadas as principais pescarias que interagem com as tartarugas marinhas ao longo da costa brasileira. Utilizando as estruturas das 23 bases do Projeto Tamar e parcerias institucionais estratégicas, para cada uma dessas unidades de manejo são desenvolvidos os cinco objetivos específicos acima relacionados (monitoramento, pesquisas aplicadas, medidas mitigadoras, fóruns de discussão e gestão e apoio a pesca sustentável).

Tab 2. Pescarias caracterizadas e monitoradas pelo TAMAR e as espécies de tartarugas que interagem.

	Estado	Pescaria	Espécie de tartaruga que interage
Pescarias costeiras	CE	Curral de pesca	Cm, Cc, Dc, Lo, Ei
		Rede de emalhe para lagosta	Cm, Cc, Lo, Ei
		Rede de emalhe para peixes	Cm, Cc, Lo, Ei
	SE	Arrasto para camarões	Lo
		Rede de emalhe para peixes	Cm
	BA	Rede de emalhe para lagosta	Cm, Cc, Lo, Ei
		Rede de emalhe para peixes	Cm, Cc, Lo, Ei
	ES	Rede de emalhe para lagosta	Cm
		Rede de emalhe para peixes	Cm, Cc, Dc
	RJ	Arrasto para camarões	Cm
	SP	Cerco Flutuante	Cm, Ei, Cc
		Rede de emalhe para peixes	Cm, Ei, Cc
		Arrasto para camarões	Cm, Cc
	SC	Cerco Flutuante	Cm, Cc, Ei
		Rede de emalhe para peixes	Cm, Cc, Dc, Ei
Pescarias oceânicas		EAS	Cm, Cc, Dc, Lo
		EAN	Cm, Cc, Dc, Lo
		EPI	Cm, Cc, Dc
		EPC	Cm, Cc, Dc, Lo
		RED	Cm, Cc, Dc

Cm (Chelonia mydas), Cc (Caretta caretta), Dc (Dermochelys coriacea), Lo (Lepidochelys olivacea), Ei (Eretmochelys imbricata), EAS (Espinhel pelágico modelo americano S/SE), EAN (Espinhel pelágico modelo americano N/NE), EPI (Espinhel pelágico modelo Itaipava), EPC (Espinhel pelágico modelo chinês), RED (Rede de emalhe de deriva)

Essas ações são desenvolvidas considerando as peculiaridades específicas de cada caso e as necessidades e oportunidades encontradas nas diferentes localidades e frotas de pesca.

Os dados são coletados por observadores de bordo, pesquisadores do próprio projeto e, em alguns casos, por pescadores ou tripulantes treinados pelo programa. Uma vez validadas, essas informações são armazenados na base de dados nacional do TAMAR que

possibilta uma série de análises estatísticas e avaliações espaço-temporal com auxílio de um sistema de informações geográficas – SIG. Além de servirem para embasar trabalhos científicos, essas informações também são utilizadas nos fóruns de gestão e ordenamento de pesca e conservação marinha.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A adoção do conceito de pescaria proporcionou: 1) definir unidades mais homogêneas da interação tartarugas marinhas x pesca, 2) aprimorar as estimativas de BCPUE (by catch por unidade de esforço) e 3) aprimorar o direcionamento das estratégias de conservação aplicadas a cada espécie de tartaruga.

Portanto, com base neste conceito foram identificadas 26 pescarias sendo 21 costeiras e 5 oceânicas. Entre essas pescarias o Projeto TAMAR vem trabalhando com 15 pescarias costeiras e 5 oceânicas (Tab. 2)

Essas pescarias interagem de forma distinta com as diferentes espécies de tartarugas em relação à classe etária, ao grau de interação e ao potencial letal. As medidas mitigadoras a serem aplicadas precisam levar esses fatores em consideração e devem reduzir a captura e/ou a mortalidade das tartarugas evitando, contudo, alterar negativamente a captura das espécies-alvo.

CONCLUSÃO

A interação das tartarugas marinhas com a pesca não é prejudicial somente para as populações de tartarugas, mas também para a própria atividade pesqueira uma vez que gera prejuízos reduzindo a captura das espécies-alvo, danificando os petrechos de pesca e atrasando as operações pesqueiras. Sendo assim, dimensionar esse problema corretamente e implementar as soluções viáveis contribui tanto para a conservação das tartarugas marinhas como para otimizar as pescarias. Nesse sentido, essa estratégia contribui efetivamente para a conservação das tartarugas marinhas vem auxilia também as ações de ordenamento e gestão da pesca costeira e oceânica agregando informações de qualidade para esses fóruns.

REFERÊNCIAS

MARCOVALDI, M.A. 1991. Sea turtle Conservation Program in Brazil expands activities.

Marine turtle Newsletter 52:2-3

MARCOVALDI, M.A., & G.G. DEI MARCOVALDI. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. ***Biological Conservation 91: 35-41***.

MARCOVALDI, M.A., J.C. THOMÉ; G. SALES, J. COELHO, B. GALLO & C. BELLINI. 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. ***Marine Turtle Newsletter 96: 24-25***

MARCOVALDI, MA ; G SALES; J. C. A. THOMÉ; AUGUSTO C. C. D. DA SILVA; B M. G. GALLO; E. H. S. M. LIMA; E. P. LIMA; C BELLINI. 2006. Sea Turtles and Fishery Interactions in Brazil:

Identifying and Mitigating Potential Conflicts. ***Marine Turtle Newsletter 112: 4-8***

SALES, G.; GIFFONI, B.; BARATA, P. C. R.; MAURUTTO, G. 2003 Interação de Tartarugas Marinhas com a Pesca de Espinhel Pelágico na Costa Brasileira – 1999 – 2003. ***Libro de resúmenes. II Reunion sobre investigacion y conservacion de tortugas marinas del atlantico sur ocidental. San Clemente del Tuyu, Argentina: p.31***

THOMÉ, J., M.A. MARCOVALDI; G. MARCOVALDI; C. BELLINI, B. GALLO; H. LIMA; A.C. SILVA & P.C. BARATA. 2003. An overview of Projeto Tamar Ibama's activities in relation to the incidental capture in sea turtles in Brazilian fisheries. ***Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami, FL, USA. NOAA Technical Memorandum NMFS - SEFSC - 503. Pp. 119-120.***

OCORRÊNCIAS DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS NA ÁREA DE ATUAÇÃO DA BASE DO PROJETO TAMAR-ICMBio no CEARÁ DURANTE O ANO DE 2009

Maria Thereza D. Melo[1], Eduardo H. S .M. Lima[1], Mariane Pinto Silva[1]

Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto TAMAR, 151, Almofala, Ceará,CEP: 62.592-000. thereza.damasceno @tamar.org.br

RESUMO

A Base do Projeto TAMAR em Almofala, Ceará vem desde 1993 realizando um trabalho de conservação das tartarugas marinhas que freqüentam a região. Durante a temporada de 2009 o TAMAR registrou 426 ocorrências e verificou a presença de quatro das cinco espécies ocorrentes no Brasil. Também foi observado que a população juvenil esta sendo mais atingida pela pescaria de currais de pesca por, provavelmente, esta pescaria estar sendo construída cada vez mais em águas rasas, zona de alimentação desta faixa de tamanho de animais.

Palavras chave: tartarugas marinhas, manejo, alimentação

INTRODUÇÃO

A base do Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará esta instalada no município de Itarema, Praia de Almofala, desde 1992 entre as coordenadas 2º 93792 S, 39º 81415 W. Esta destaca-se por sua importância como área de alimentação e desenvolvimento de tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758), além de corredor migratório das outras quatro espécies de tartarugas registradas no litoral brasileiro, à saber: *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus,1766), *Caretta caretta* (Linnaeus,1766), *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829), *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761).

Na região o Projeto TAMAR atua em cerca de 40 km de litoral monitorando as pescarias nas comunidades de Torrões, Almofala, Porto dos Barcos, Guajiru e Farol no município de Itarema e Volta do Rio no município e Acaraú. O presente trabalho tem por objetivo relatar os dados de ocorrência de tartarugas marinhas registradas por essa estação de pesquisa durante o ano de 2009.

reprodutivos. Deste modo a metodologia seguida foi: monitoramento diário em locais de desembarque de pescado, saídas ao mar juntamente com os pescadores para acompanhamento do processo de despesca dos currais, além de monitoramento de praia para verificação de ocorrências de encalhes de indivíduos vivos ou mortos. Para o manejo dos animais foi realizada a identificação das espécies, tomadas de medidas curvilíneas de comprimento e largura do casco, identificação do sexo (quando possível), pesagem e marcação. Os animais que não se encontravam em condições imediatas de soltura foram transferidos para a área de quarentena da base sendo indicado o tratamento adequado na tentativa de recuperação do indivíduo. No caso daqueles encontrados mortos ou que vieram a óbito após o tratamento, foram realizadas necropsias para identificação do sexo e possível diagnóstico de *causa-mortis.*

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante o ano de 2009 foi registrado pelo Projeto TAMAR, em sua área de atuação, um total de 426 registros sendo 88,73% (n=378) de animais vivos e 11,27% (n=48) mortos. Dos registros vivos verificou-se que 92,33% (n=349) foram de tartarugas capturadas em currais de pesca. Esse fato pode ser justificado devido ao monitoramento constante desta pescaria pela equipe técnica do TAMAR. A mesma captura a tartaruga, mas não mata o indivíduo, o que facilita os trabalhos de manejo destes animais. Entretanto outras pescarias interagem com as tartarugas que freqüentam a região. O restante dos registros de tartarugas vivas foi verificado através de captura por anzol (n=1, 0,26%), rede de arrasto de praia (n=1, 0,26%), indivíduos encontrados boiando no mar (n=2, 0,53%), encalhados (n=6, 1,60%), capturados através de mergulho livre (n=17, 4,5%) e de armadilha “manzuá” para peixe (n=1, 0,26%) além de um individuo sem informação do modo de captura (n=1, 0,26%). Dos registros de animais encalhados (n=6) apenas 1 tinha condições de soltura imediata, sendo que os demais, tiveram foram transferidos para a área de quarentena da base. Para o caso de tartarugas mortas 99,6% (n=43) dos indivíduos foram encontrados encalhados ao longo das praias, 4,16% (n=2) de animais recolhidos boiando no mar, 4,16% (n=1) foi de uma tartaruga capturada em rede de espera de fundo e 4,16% (n=2) de animais capturados em manzuá para peixe, fato este ocorrido também durante as campanhas de 2005 e em 2006 (LIMA *et.al*, 2007; LIMA *et al.* 2008).

Para as espécies ocorridas nesta temporada verificou-se um maior número de *Chelonia mydas* com 86,15% (n= 367) seguido de *Caretta caretta* com 6,34% (n=27), *Lepidochelys olivacea* 4,93% (n=21) e *Eretmochelys imbricata* 2,58% (n=11), não foi verificada a ocorrência de nenhuma *Dermochelys coriacea*. Nas tomadas biométricas de comprimento e largura curvilíneo de carapaça pôde-se verificar que para *Chelonia mydas* a média registrada foi de 0,75m (mín=0,264m, máx=1,243m), *Caretta caretta* 0,53m (mín=0,112m, máx=0,955m), *Lepidochelys olivacea* 0,62m (mín=0,591m, máx=0,642m) e *Eretmochelys imbricata* 0,80m (mín= 0,285m, máx=0,517m). Vale destacar que em sua quase totalidade, as tartarugas capturadas foram de indivíduos juvenis exceto para *Lepidochelys olivacea* onde os indivíduos foram classificados como adultos por apresentarem tamanho mínimo maior do que observado nas áreas de desova localizadas no Brasil (dados não publicados). As informações apresentadas indicam que os currais de pesca monitorados estão situados em zonas marinhas rasas, atingindo assim diretamente tartarugas juvenis (LIMA *et. al.* 2009).

Em 2009 foram marcadas um total de 265 tartarugas e recapturados 97 indivíduos. Em trabalhos anteriores foram observadas migrações tanto nacionais (MARCOVALDI *et.al.* 2009) como internacionais, no entanto nesta temporada as recapturas verificadas foram de animais marcados na própria área de atuação da base evidenciando a permanência das tartarugas marinhas nesta região por longos períodos.

Exposição de animais de profundidade “Submarino Amarelo”, no Museu a Céu Aberto do Projeto TAMAR/ICMbio, Praia do Forte, BA, Brasil.

Maria Isabel de PAIVA*, Guy MARCOVALDI*, Gustavo RODAMILANS*,Thais PIRES*, Érika SOUZA*, Gonzalo ROSTAN*
* Projeto Tamar-ICMBio*- Av. Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João-BA, Caixa postal 2219
E-mail: isabel@tamar.org.br

Resultado do projeto de pesquisa “Teste com Anzóis Circulares no Litoral Norte da Bahia”, a exposição Submarino Amarelo exibe animais que habitam regiões pouco conhecidas das profundezas oceânicas. Os espécimes são capturados a 10 km da costa do litoral norte da Bahia, entre profundidades de 200 e 1000m.



Vivos, são mantidos em um ambiente escuro e frio, com temperaturas entre 10 e 14ºC, para simular as condições ambientais onde vivem. Com 6 embarques diários, atende cerca de 1.000 visitantes por mês.



Exibição de vídeo , convida os visitantes a um mergulho às profundezas submarinas.

Exposição única na América Latina atrai a atenção e curiosidade de especialistas na área e do público em geral. Tornando-se mais uma ferramenta cientifica e de educação ambiental, e motivando a adoção de condutas que promovam a conservação do oceano.



Os visitantes podem tocar nas Baratas Gigantes, que habitam águas até 4ºC.



Tubarão-Pintado, *Schyliorhinus sp*, vive entre 50 e 450m e cresce até 60cm.

Primitivo, o Peixe-Bruxa , *Eptatretus sp* habita águas profundas que passam de 2.000 m.





REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
Cocke, B. T. 1987. Variação morfológica no Tatuíra *Bathynomus giganteus* (Subordem Flabellifera: família Cirolanidae) com notas sobre o gênero. Tese de Mestrado, Universidade Texas A & Ma. 129 pp.
Worms, 2009. *Eptatretus cloquet*, 1819. In: Bailly, Nicolas (2009). World Database de Peixes Marinhos. Acessada através de: Registro Mundial de Espécies Marinhas em http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=206895 em 18/05/2010.
Springer, S. 1979. A revision of the Catsharks, Family Scyliorhinidae. NOAA Technical Report NMFS Circular422. 152pp.
Blainville´s, H.M.D. 1819a. Prodrome d´une nouvelle distribution sustématique du règne animal. Bull.Sci Soc. Philom. Paris 8:105-124.
Blainville´s, H.M.D. 1819b. Prodrome d´une nouvelle distribution sustématique du règne animal. J. Phys. Chem. Hist. Nat. 1816:244-267.

O projeto TAMAR é um programa do ICMBio, co-administrado pela fundação Pró-TAMAR que tem como patrocinador oficial a Petrobras

Os resultados obtidos reforçam a necessidade de continuidade dos trabalhos de conservação desenvolvidos pelo Projeto TAMAR-ICMBio nos municípios de Itarema e Acaraú através do monitoramento dos currais de pesca e conscientização da comunidade costeira a fim de reduzir a captura acidental desses quelônios.

REFERÊNCIAS

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2007. Registros de tartarugas marinhas capturadas acidentalmente em manzuá para peixe observado pelo Projeto TAMAR-ICMBio, Ceará em 2006. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLANTICO SUR OCCIDENTAL, 3., Piriápolis, 2007. ***Libro de Resumenes…*** Piriápolis: [s.n], 2007.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.; SPIANDORIN, M.; SANTANA, L.M.B.M.; NUNES, R.L.; VALLE, J.V.R. do. 2008. Dados sobre tartarugas marinhas registradas durante o ano de 2006 pelo Projeto TAMAR-ICMBio em Almofala, Estado do Ceará In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., Fortaleza, 2008. ***Resumos…*** Fortaleza: [s.n.], 2008.

LIMA, E.H. S.M.; MELO, M. T. D.; SILVA, M. P. 2009. Alguns dados sobre ocorrências de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-ICMBIO em Almofala e Volta do Rio – Estado do Ceará, durante o ano de 2008. In: JORNADAS DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 4., Mar del Plata, 2009. ***Libro de Resumenes...*** Mar del Plata: [s.n.], 2009. p. 160-162.

MARCOVALDI, M.A.; LOPEZ, G.G.; SOARES, L.S.; LIMA, E.H.S.M.; BARATA, P.C.R.; BRUNO, S.C.; ALMEIDA, A.P. 2009. Sattelite telemetry studies highlight an important feeding ground for loggerheads and hawksbills in northern Brazil. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 29., Brisbane, 2009. ***Book of Abstract***… Brisbane: [s.n.], 2009.

O Projeto TAMAR-ICMBio é um Programa do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e patrocinado oficialmente pela PETROBRÁS. A base de Almofala no Ceará, recebe suporte financeiro regional da BRANDINI – LÁMEN TAMAR e Prefeitura Municipal de Itarema. O TAMAR agradece a Representação IBAMA Ceará através do CETAS, Núcleo de Fauna e Fiscalização pelo apoio nos trabalhos de atendimento e resgates de tartarugas marinhas no Ceará.

O Uso da Interpretação do Patrimônio no Museu Aberto das Tartarugas Marinhas, Projeto TAMAR/ICMBio de Praia do Forte.

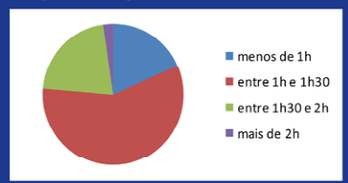
Milena Santos REGO[2], Gustavo RODAMILANS[1 3], Thaís Torres PIRES[1], Erika SOUZA[1], Maria Isabel Gil de PAIVA[1] ,Claudemar Silva SANTANA[1] , Gonzalo ROSTAN[1]
[1] Projeto Tamar-ICMBio*- Av. Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João-BA, Caixa postal 2219
E-mail: gustavomilans@tamar.org.br
[2] Bacharel em Turismo
[3] Universidade Federal da Bahia- Mestrando em Ciência Animal nos Trópicos

O Museu Aberto das Tartarugas Marinhas da Praia do Forte assume um importante papel para o Projeto TAMAR/ICMBio, atendendo cerca de 500.000 pessoas/ano. Nele estão expostos espécimes vivos de tartarugas marinhas e outros animais do mesmo ecossistema, painéis e réplicas, espaço para exposições, cinetamar, espaço infantil e cultural.

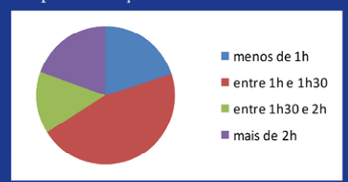
O Museu segue a Metodologia de Interpretação do Patrimônio, pela qual as informações devem ser passadas aos visitantes de maneira contextualizada, atrativa e dinâmica, aumentando o interesse do visitante pelo tema, o tempo da visitação e eficácia na sensibilização. A experiência da visitação é potencializada através de sinalização interpretativa, guiamento e outras atividades interativas como os tanques de toque e a participação na alimentação dos animais. As atividades interpretativas estão relacionadas com o tópico central "a conservação da tartaruga marinha", os meios utilizados conectam e sensibilizam o visitante quanto a este tema.

A Interpretação como ferramenta de sensibilização e aprendizado é cada vez mais difundida, o Museu utiliza esta estratégia, proporcionando ao visitante lazer e conhecimento.

Tempo de Visitação -Ano 2008



Tempo de Visitação -Ano 2010









REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
MIRA, Rejane Silva. *Turismo e Interpretação do Patrimônio: uma abordagem comunitária*. Guarapari: In Libris Libertas, 2007./ KNUDSON, Douglas M.; CABLE Ted T. e Larry Beck. *Interpretation of Cultural and Natural Resouces*. Venture Publishing,1999./ SERRELL, Beverly. *Exhibit Labels: an interaretive approach*, Altamira Press, 1996./ STRANG, Carl A. *Interpretive Undercurretns*. The National Association for Interpretation, 1999./ TILDEN, Freeman. *Interpreting Our Heritage*. 3. ed.The University for North Carolina Third, 1977.

O projeto TAMAR é um programa do ICMBio, co-administrado pela fundação Pró-TAMAR que tem como patrocinador oficial a Petrobras

Condução interpretativa: ferramenta de sensibilização ambiental do Museu da Tartaruga Marinha do Projeto Tamar/ICMBio.

Gustavo RODAMILANS[1 3], Milena Santos REGO[2], Thaís Torres PIRES[1], Erika SOUZA[1], Maria Isabel Gil de PAIVA[1] ,Claudemar Silva SANTANA[1] , Gonzalo ROSTAN[1]
[1] Projeto Tamar-ICMBio*- Av. Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João-BA, Caixa postal 2219- E-mail: gustavomilans@tamar.org.br
[2] Bacharel em Turismo
[3] Universidade Federal da Bahia- Mestrando em Ciência Animal nos Trópicos

A condução interpretativa é uma estratégia de Interpretação Ambiental adotada pelo Museu da Tartaruga Marinha do Projeto TAMAR/ICMBio-Praia do Forte, atendendo nestas conduções cerca de 45 mil visitantes/ano. Os atendimentos acontecem de forma planejada através de quatro visitas diárias, com horários pré-definidos, ou mediante agendamento prévio para grupos em horários diversos, como escolas e universidades.

Contrapondo a abordagem tradicional de guiamento, o caráter interativo da condução interpretativa é uma forma eficaz de sensibilizar o visitante. O monitor pode adaptar a seqüência pré-estabelecida de acordo com o perfil e conhecimento prévio dos visitantes sobre tartarugas marinhas. O monitor controla a condução, utilizando do inesperado para surpreender o publico e ilustrar sua fala.

As emoções pelas quais os visitantes passam, oportunizadas pelos condutores, sensibilizam, despertam interesse pelo tema do Museu. Também estimula-se a criação de pontes entre estas experiências vividas e o cotidiano. A visita monitorada torna-se inesquecível para o publico e alcança o objetivo de sensibilizar quanto à conservação marinha.







REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA
MIRA, Rejane Silva. *Turismo e interpretação do Patrimônio: uma abordagem comunitária*. Guarapari: In Libris Libertas, 2007./ KNUDSON, Douglas M./ CABLE Ted T. e Larry Beck. *Interpretation of Cultural and Natural Resources*. Venture Publishing,1900./ FERRELL, Beverly. *Exhibit Labels: an interaretive approach*. Altamira Press, 1996./ STRANG, Carl A. *Interpretive Undercurretns*. The National Association for Interpretation, 1999./ TILDEN, Freeman. *Interpreting Our Heritage*. 3. ed.The University for North Carolina Third, 1977.

O projeto TAMAR é um programa do ICMBio, co-administrado pela fundação Pró-TAMAR que tem como patrocinador oficial a Petrobras

CHARACTERIZATION OF FIBROPAPILLOMA-ASSOCIATED TURTLE HERPESVIRUS IN GREEN TURTLES FROM BRAZIL

Rodenbusch, C.R.[1]; Baptistotte, C.[2]; Melo, M.T.D.[3], Pires, T.T.[3]; Werneck, M.R.[3]; Torezani, E.[3]; Canal, C.W.[1]
[1] Laboratório de Virologia, Faculdade de Veterinária, UFRGS; [2] Centro Tamar-ICMBio, [3] Fundação Pró-Tamar; Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. Email: carlarodenbusch@yahoo.com.br

The fibropapillomatosis is an emerging disease with high prevalence in turtles and characterized by multiple papillomas, fibromas and fibropapillomas in the skin or viscera. This disease is called "green turtle fibropapillomatosis" (GTFP) because it was first recorded in green turtles. In the Brazil, the first record of GTFP was in 1986 in the state of Espírito Santo (ES), and during the period of 2000-2004, 14.96% of the 4471 green turtles examined had tumors. The etiologic agent of GTFP is still uncertain, but the patterns of disease spread during outbreaks among captive green turtles have shown a pattern of infectious etiology. A herpesvirus has been isolated from fibropapillomas and is present in 95% of natural infections and in 100% of experimentally induced tumors. The aim of this work was to detect the fibropapilloma-associated turtle herpesvirus in marine turtles from Brazil by PCR, to characterize the virus by DNA sequencing and characterize tumors according to their location, appearance and pigmentation. A total of 122 tumors from green turtles from Bahia (BA), Ceará (CE) and ES states were analyzed; the green turtle was the only species of sea turtle captured; all turtles were juveniles and sexually immature. On the basis of the number and size of tumors, each animal was assigned a tumors severity score: mild (36.9%); moderate (31.2%) and heavy (32%). As for location 82% were in the anterior part of the animal, 14.8% on the back and 3.2% in the carapace or plastron. The tumors were collected from healthy (70.5%), 9.8% from weakened and 19.7% from dead turtles. As for the appearance of the tumor, 73.8% were papillary and 40.1% were pigmented. When analyzed by PCR, 69.7% (85/122) were positive, with 21/38, 44/60 and 20/24, respectively, for BA, CE and ES. Three samples of ES were sequenced and aligned with the five virus variants described in the literature. The three sequences are distinct from each other and more closely related to the variant HA.

Financial support: CNPq, CAPES
Support: Projeto TAMAR-IBAMA ICMBio

Área: Virologia Animal
Tema: Herpesvirus
Arquivo: AHV - Rodenbusch

Área: HERPETOLOGIA
Código: HERP0035

AVALIAÇÃO DA INTERAÇÃO DE INSETOS COM OVOS DE *Eretmochelys imbricata* NA ÁREA DE ESTUDO INTEGRAL DO TAMAR, MUNICÍPIO DE TIBAU-RN, DURANTE AS TEMPORADAS DE 2007/2008 E 2008/2009

Silva, P. F.; Andreazze, R.; Magalhães, M. S.; Santos, A. J. B.

E-mail: falecompaula@hotmail.com

Instituições dos autores: UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE, UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE, INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA, FUNDAÇÃO CENTRO BRASILEIRO DE PROTEÇÃO E PESQUISA DAS TARTARUGAS MARINHAS

Embora todas as espécies de tartarugas marinhas descritas para o Brasil já terem sido registradas no litoral sul do Rio Grande do Norte, 98,7% das ocorrências são da espécie *Eretmochelys imbricata,* a tartaruga-de-pente. Nesta área, o Projeto Tamar/ICMBio monitora 33 km de praias, entre os quais 9 km estão localizados no Município de Tibau, categorizada como Área de Estudo Integral. Durante a estação reprodutiva de 2008/2009 foram registrados 214 ninhos na AEI sendo 188 de *E. imbricata* e 26 não identificados. Durante a incubação, os ovos desta espécie ficam expostos a uma variedade de predadores vertebrados e invertebrados, dentre estes vários grupos de insetos. De acordo com a Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (MMA), a espécie *E. imbricata* é considerada em perigo de extinção. Por esta razão, torna-se importante identificar as espécies predadoras de seus ovos para futuramente contribuir com a conservação dos ninhos. O presente estudo visa identificar espécies de insetos predadores em associação com ovos de *Eretmochelys imbricata* nos 9 km da AEI monitorada pelo Tamar/ICMBio. Cascas dos ovos viáveis, ovos não eclodidos e filhotes natimortos são recolhidos, transportados até o Laboratório de Entomologia da UFRN e analisados. Ao final de duas temporadas reprodutivas, 2007/2008 e 2008/2009, foram coletados 393 ovos provenientes de 24 ninhos. Sete formigas adultas do gênero *Brachymyrmex* habitavam um ovo não eclodido, enquanto larvas e uma pupa de Calliphoridae (Diptera) foram encontradas, as primeiras alimentando-se de filhotes mortos e a segunda agregada ao lado interno da casca de um ovo incubado. Os dados obtidos até agora indicam que em algum momento do desenvolvimento dos ovos de *E. imbricata,* esses insetos encontram condições favoráveis ao seu desenvolvimento.

Palavras-Chave: *Eretmochelys imbricata*, insetos, predação

OCORRÊNCIA DE *AMPHIORCHIS INDICUS* GUPTA & MEHROTRA, 1981 (DIGENEA, SPIRORCHIIDAE) INFECTANDO TARTARUGA VERDE *CHELONIA MYDAS* LINNAEUS, 1758 (TESTUDINES, CHELONIIDAE) NO BRASIL.

WERNECK, M.R. [1]; GALLO, B.M.G.[1]; SILVA, R.J.[2]

[1]Fundação Pró-Tamar, Ubatuba, SP.; [2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, SP.

A familia Spirorchiidae inclui um grupo de trematódeos que habitam o sistema circulatório e linfático de quelônios. Esta família apresenta mais de 100 espécies agrupados em 19 gêneros. Dez gêneros são descritos em tartarugas marinhas e no Brasil apenas quatro espécies foram relatadas em tartarugas marinhas: *Learedius learedi* e *Monticellius indicum* em *Chelonia mydas* e *Carettacola stunkard* e *Amphiorchis caborojoensis* em *Eretmochelys imbricata*. O presente trabalho relata a ocorrência de *Amphiorchis indicus* em exemplares de tartarugas marinhas da espécie *C. mydas* procedentes da costa brasileira. Os animais analisados eram juvenis (média de comprimento curvilíneo de 35,7 cm) e foram encontrados em praias da Região do Sul do Estado do Rio de Janeiro e Litoral Norte do Estado de São Paulo. Na necropsia, os órgãos (coração, fígado, pulmões e rins) foram abertos com auxílio de tesoura e pinça, colocado em frascos contendo solução de citrato de sódio e água e agitados vigorosamente durante um minuto, sendo posteriormente transferidos para um cálice de decantação. Os sedimentos foram coletados com auxílio de pipeta de Pasteur e analisados com auxílio de estereomicroscópio. O trato digestório foi aberto e o conteúdo peneirado em (bateria de peneiras de Mesh = 14, 60 e 100) e o conteúdo observado em estereomicroscópio. Foram encontrados 11 indivíduos de *A. indicus* em fígado (n = 3) e intestino delgado (n = 8). Os helmintos foram fixados com solução de AFA (Álcool-Formalina-ácido acético) corados com carmim clorídrico e analisados em sistema computadorizado de imagem (QWin Lite 3.1 – Leica). Os helmintos coletados foram depositados na Coleção Helmintológica do Instituto de Biociência da UNESP em Botucatu. A espécie *A. indicus* foi originalmente descrito em um exemplar de *E. imbricata* encontrada na Índia, sendo até o momento o único relato deste helminto no mundo. O presente trabalho é o segundo relato de ocorrência deste helminto e a primeira ocorrência em tartarugas marinhas encontrados na Costa Brasileira.

Agradecimentos: Projeto TAMAR/ICMBio, FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, PETROBRAS e FAPESP (Proc. 07/59504-7).

OCORRÊNCIA DE *STYPHLOTREMA SOLITARIA* LOOSS, 1899 (DIGENEA, STYPHLOTREMATIDAE) EM TARTARUGA MARINHA DA ESPÉCIE *ERETMOCHELYS IMBRICATA* (TESTUDINES, CHELONIDAE) NO BRASIL

WERNECK, M.R. [1]; GALLO, B.M.G.[1]; SILVA, R.J.[2].

[1]Fundação Pró-Tamar, Ubatuba, SP.; [2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, SP.

O gênero *Styphlotrema* é o único descrito para Família Styphlotrematidae. É considerado como um dos gêneros de maior complexidade e com muitas alterações taxonômicas e, até o momento, somente os quelônios e peixes marinhos são considerados os seus hospedeiros definitivos. O presente trabalho relata a ocorrência de *Styphlotrema solitaria* coletados em intestino delgado de uma tartaruga marinha da espécie *Eretmochelys imbricata.* A tartaruga analisada tinha 49 cm comprimento curvilíneo de carapaça e foi encontrada morta após emaranhamento em rede de pesca no Litoral Norte do Estado de São Paulo. Na necropsia o trato digestório foi aberto e o conteúdo peneirado em (bateria de peneiras de Mesh = 14, 60 and 100) e o conteúdo observado em estereomicroscópio. Os helmintos foram fixados com solução de AFA (Álcool-Formalina-ácido acético) corados com carmim clorídrico e analisados em sistema computadorizado de imagem (QWin Lite 3.1 – Leica). Os helmintos coletados foram depositados na Coleção Helmintológica do Instituto de Biociência da UNESP em Botucatu. O gênero *Styphlotrema* apresenta apenas duas espécies, *S. solitaria* descrita em quelônios marinhos das espécies *Caretta caretta* encontradas na Flórida e Itália, em *E. imbricata* em Porto Rico e Cuba, e a espécie *S. artigasi* reportada em um exemplar de *Guavina guavina*, peixe marinho da família Eleotridae, encontrado na Costa do Estado do Rio de Janeiro. Em exemplares de *E. imbricata* procedentes do Brasil, apenas as espécies *Cricocephalus albus*, *Amphiorchis caborojoensis* e *Carettacola stunkardi* foram relatados. Este é o primeiro registro de ocorrência da espécie *S. solitaria* em quelônios marinhos na Costa brasileira e representa uma importante informação sobre a helmintofauna de *E.imbricata*.

Agradecimentos: Projeto TAMAR/ ICMBio, FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, PETROBRAS e FAPESP (Proc. 07/59504-7).

Artigos Internacionais

CARVALHO-FILHO, A.; MARCOVALDI,G.; CLÁUDIO L. S. S.; C. L. S. ; PAIVA M. I. G.; DUARTE, L. A. G. First Report of Rare Pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian Waters, with a Key to Western Atlantic Species. Zootaxa, n. 2290, p.1–26, 2009.

LONGO, G.O.; PAZETO, F. D.; ABREU, J.A.G.; FLOETE, S.R. Flags reduce sea turtle nest predation by foxes in NE Brazil Marine Turtle Newsletter, Wales. n.125, p. 1-3, 2009.

LOPEZ-MENDILAHARSU, M.; ROCHA, C.F.D.; MILLER, P.; DOMINGO, A.; PROSDOCIMI, L. Insights on leatherback turtle movements and high use areas in the Southwest Atlantic Ocean. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, n. 378, p. 31–39, 2009.

REIS, E.C.; SOARES, L.S.; LÔBO-HADJU, G. Evidence of olive ridley mitochondrial genome introgression into loggerhead turtle rookeries of Sergipe, Brazil. Conservation Genetics. 2009.

REIS, E. C.; SOARES, L. S.; VARGAS, S. M.; SANTOS, F. R.; YOUNG, R. J.; BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; LÔBO-HADJU, G. Genetic composition, population structure and phylogeography of loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. Conservation Genetics, 2009.

REIS, E.C.; SOARES, L.S.; LÔBO-HADJU, G. Genetic Characterization of Loggerhead Turtles from Bycatch Reports and Uncommon Nesting Sites. Marine Turtle Newsletter, Wales, n. 126, p.15-17, 2009.

ROSSI, S.; ZWARG, T.; SANCHES, T.C.; CESAR, M.O.; WERNECK, M.R.; MATUSHIMAS, E.R. Hematological profile of chelonia mydas (Testudines Cheloniidae) according to the severity of fibropapillomatosis or its absence. Pesq. Vet. Bras. v. 29, n.12, p.974-978, 2009.

SERAFINI,T. Z.; LOPEZ, G.G.; ROCHA, P.L.B. Nest site selection and hatching success of hawksbill and loggerhead sea turtles (Testudines, Cheloniidae) at Arembepe Beach, northeastern Brazil Phyllomedusa. Journal of Herpetology, n.8.,v.1. p.3-17, 2009.

Artigos Nacionais

PIRES, T.T.; ROSTAN, G.; BITTENCOURT, T.C.C.; GUIMARÃES, J.E. - Hemograma e bioquímica sérica de tartarugas cabeçudas (Caretta caretta) de vida livre e mantidas em cativeiro, no litoral norte da Bahia. Braz. J. Vet. Res. Anim. Sci., São Paulo, v. 46, n. 1, p. 11-18, 2009.

Eventos Internacionais

ALMEIDA, A.P.; ECKERT, S.A.; BRUNO, S.C.; SCALFONI, J.T.; GIFFONI, B.; THOMÉ, J.C.A. Sattelite-Tracked movements of leatherbeck sea turtles Dermochelys coriacea, from Southeastern Brazil. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 29., 2009, Brisbane, Austrália. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2009.

ARAÚJO, R.M.; LONGO, G.O.; YOSHIDA, E.T.E.; BARRERA, E.A.L. Ingestão de Lixo por Chelonia Mydas na Costa de Santa Catarina, Sul do Brasil. In: JORNADAS DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÂNTICO SUR OCCIDENTAL (ASO). 4., 2009. Mar del Plata, Argentina. Libro de Resúmenes... p.112-114.

CEGONI, C.T.; YOSHIDA, E.T.E.; STAHELIN, G.D.; WANDERLINDE, J.; JAHN, M.P. Modificações comportamentais e nas concentrações de corticosterona em tartarugas Marinhas cabeçudas (Caretta Caretta) mantidas em cativeiro em resposta à visitação no Centro de Visitantes do Projeto Tamar em Florianópolis-Sc, Brasil. In: JORNADAS DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÂNTICO SUR OCCIDENTAL (ASO). 4., 2009. Mar del Plata, Argentina. Libro de Resúmenes... p.101-103.

CEGONI, C.T.; YOSHIDA, E.T.E.; STAHELIN, G.D.; WANDERLINDE, J.; JAHN, M.P. Modificações comportamentais e nas concentrações de corticosterona em tartarugas marinhas de pente (Eretmochelys Imbricata) mantidas em cativeiro em resposta à visitação no Centro de Visitantes do Projeto Tamar em Florianópolis-Sc, Brasil. In: JORNADAS DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÂNTICO SUR OCCIDENTAL (ASO). 4., 2009. Mar del Plata, Argentina. Libro de Resúmenes... p.104-106.

CERGOLE, M. C.; GIFFONI, B.; NETO, G.F. O.; MIRANDA, L. V.; TEIXEIRA, L. R.; CARNEIRO, M. H. AZEVEDO, V. G. Gestão compartilhada da pesca no litoral norte do estado de São Paulo-Brasil. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DEL MAR. 13., 2009. Havana – Cuba. Resumos... 2009.

LIMA, E.H. S.M.; MELO, M. T. D.; SILVA, M. P. Alguns dados sobre ocorrências de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-ICMBIO em Almofala e Volta do Rio – Estado do Ceará, durante o ano de 2008. In: JORNADAS DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 4., 2009, Mar del Plata. Libro de Resúmenes... [S.l.: s.n.], 2009. p.160-162.

MARCOVALDI, M.A.; LOPEZ,G.G.; SOARES, L.S.; LIMA, E.H.S.M.; BARATA, P.C.R.; BRUNO, S.C.; ALMEIDA, A.P. Sattelite Telemetry Studies Highlight an Important Feeding Ground for Loggerheads and Hawksbills in Northern Brazil. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 29., 2009, Brisbane, Austrália. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2009.

MARCOVALDI, N.; GIFFONI, B. B.; BECKER, H.; FIEDLER, F. N. Sea Turtle Bycatch in Coastal Net Fisheries in Brazil. In: Gilman E. (Ed.) Proceedings of the Technical Workshop on Mitigating Sea Turtle Bycatch in Coastal Net Fisheries. HONOLULU, HAWAII USA, 2009. p.28.

RODENBUSCH, C.R.; ALMEIDA, L.L.; MARKS, F.S.; BAPTISTOTTE, C.; PIRES, T.T.; WERNECK, M.R.; DAMASCENO, T.; ALIEVI, M.M.; CANAL, C.N. Detection and characterization of fibropapilloma-associated turtle herpesvirus in marine turtles for Brazil. 2009. Apresentado no XX National Meeting of virology. Virus Reviews & Research, v.14, nov. 2009. Suplemento 1.

SALES, G.; GIFFONI, B.B.; FIEDLER, F. N.; AZEVEDO, V.G. JORGE E. KOTAS, J.E., SWIMMER, Y., BUGONI, L. . Eficiência dos anzóis circulares na captura das espécies-alvo e redução da captura de tartarugas marinhas na pescaria de espinhel pelágico. In: JORNADAS DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 4., 2009, Mar del Plata. Libro de Resúmenes... [S.l.: s.n.], 2009. p.74 - 77

SANTOS, A. J. B.; FREIRE, E. M. X.; CORSO, G.; BELLINI, C. Body weight and the energy budget of gravid hawksbill turtles (Eretmochelys imbricata) the nesting season In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 29., 2009, Brisbane, Austrália. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2009.

STAHELIN, G.D.; WANDERLINDE, J.; FIEDLER, F.N.; YOSHIDA, E.T.E. Caracterização da frota de redes de emalhe sediada da praia da Barra da Lagoa, Florianópolis, SC - BrasiL. In: I JORNADAS DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 4., 2009, Mar del Plata. Libro de Resúmenes... [S.l.: s.n.], 2009. p.81-83..

WERNECK, M.R.; GALLO, B.M.G.; SILVA, J;.R. 2009. Infecção por trematódeos digenéticos da família Spirorchiidae em tartarugas verdes (Chelonia mydas Linnaeus, 1758), no Brasil. IIn: JORNADAS DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 4., 2009, Mar del Plata. Libro de Resúmenes... [S.l.: s.n.], 2009.p.106-108.

Eventos Nacionais

ALMEIDA, B.A.D.L.; GALLO, B.M.G.; FERNANDES, J.S.; MACEDO, S.; BECKER, J.H. Monitoria do público do Centro de Visitantes do Projeto Tamar em Ubatuba-SP In: ENCONTRO INTERNACIONAL PARA EDUCAÇÃO APLICADA À CONSERVAÇÃO E SUSTENTABILIDADE, 1., 2009. São Paulo. Anais... [S.l.:s.n.], [2009].

AMACEDO, S.; DENGLER, E.;AGUIAR,C.R. Programa Amigos do Mar - Uma parceria pela Educação Ambiental. In: I Congresso Nacional de Educação Ambiental. João Pessoa, Paraíba. Anais... 2009. CD ROM

MARCOVALDI, M.A.; LOPEZ, G.G.; SOARES, L.S.; LIMA, E.H.S.M.; THOMÉ, J.C.A.; ALMEIDA A.P. Movimentos migratórios da tartaruga-cabeçuda, Caretta caretta, monitorados através de telemetria por satélite. CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA. 4., 2009. Pirenópolis, GO. Livro de Resumos... Pirenóplois, Goiás [s.n.], 2009.

MOREIRA, J. C.; ROBIES, R.A. BELLINI, C. As palestras como meio interpretativo: estudo de caso com palestrantes em Fernando de Noronha (PE). Anais do VII Congresso Nacional de Ecoturismo e do III Encontro Interdisciplinar de Ecoturismo em Unidades de Conservação. Revista Brasileira de Ecoturismo,São Paulo, v.2, n.4, p.322, 2009.

RAMALHO, F. P.; LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; Spiandorin, M.;Vaismenos, . M.. Presença de resíduos antropogênicos no trato gastro-intestinal de tartarugas marinhas necropsiadas pelo Projeto TAMAR-ICMBio Almofala, CE em 2007. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ZOOLÓGICOS DO BRASIL., 33. 2009, Bauru. Anais... [S.l.:s.n.], 2009.

RODAMILANS, G. ; PIRES, T.T. ; ROSTAN, G. ; GARCEZ NETO, A.F. ; GOLDBERG, D.W. ; FRANKE C.R. Ocorrência de resíduos antropogênicos no trato digestório de tartarugas marinhas encalhadas no litoral norte da Bahia. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2009. Águas de Lindoia, Soa Paulo. Livro de Resumos... Águas de Lindóia, São Paulo [s.n.], 2009.

Dissertações de Mestrado

FIEDLER, F. N. As pescarias industriais de rede de emalhe de superfície e as tartarugas marinhas: caracterização das frotas de Itajaí, Navegantes, Porto Belo (Santa Catarina) e Ubatuba (São Paulo), suas áreas de atuação, sazonalidade e a interação com as tartarugas marinhas. 2009. 86 f.. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Programa de Pós-graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos, Centro de Estudos do Mar – CEM, Universidade Federal do Paraná, 2009.

SANTOS, R.B. Avaliação da população de tartaruga-verde, Chelonia mydas, em uma área de alimentação e desenvolvimento degradada no litoral do Espírito Santo, Sudeste Brasileiro. 2009,. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo. 2009.

Monografias

CEGONI, C.T. Modificações comportamentais e nas concentrações de corticosterona em tartarugas marinhas mantidas em cativeiro em resposta à visitação. 2009, 51f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso) - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade de Caxias do Sul. 2009.

RODRIGUES, F.M. Fatores associados à distribuição de cracas em tartarugas-verdes, Chelonia mydas, (Linnaeus, 1758), capturadas no litoral da Grande Vitória. 2009, 43f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso) – Graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, 2009.

COLMAN, L. P. Dieta da tartaruga – Oliva Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829) no litoral do estado de Sergipe- Brasil. 2009 ,34f. Monografia (Trabalho de conclusão de curso) - Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal da Bahia, 2009

Zootaxa 2290: 1–26 (2009)
www.mapress.com/zootaxa/
Copyright © 2009 · Magnolia Press

Article

ISSN 1175-5326 (print edition)
ZOOTAXA
ISSN 1175-5334 (online edition)

First report of rare pomfrets (Teleostei: Bramidae) from Brazilian waters, with a key to Western Atlantic species

ALFREDO CARVALHO-FILHO[1,4], GUY MARCOVALDI[2], CLÁUDIO L. S. SAMPAIO[3]
M. ISABEL G. PAIVA[2] & LUIZ A. G. DUARTE[2]

[1]*Fish-Bizz Ltda. Rua Maria Garcez, 39, São Paulo, SP, 05424-070, Brasil*
[2]*Projeto Tamar-ICMBio. Avenida do Farol Garcia D´Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João, BA, 48280-000, Brasil*
[3]*Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia, Museu de Zoologia, Rua Barão de Geremoabo, s/nº, Salvador, BA, 40.170-290, Brasil*
[4]*Corresponding author. E-mail: alfie@telnet.com.br*

Abstract

This is the first in a series of reports describing new records caught with circle hooks, a method only now being employed in exploratory fishing in Brazilian deep waters. Several new records of deep-water fishes were obtained with this equipment. In this paper we record for the first time the occurrence of two genera and species of Bramidae in Brazilian waters: the tropical pomfret *Eumegistus brevorti* and the keeltail pomfret *Taractes rubescens*. We also report on previously unnoticed collection records from preserved specimens of *Pterycombus brama* in museum collections, and the first capture of an adult bigscale pomfret *Taractichthys longipinnis* in Brazil. These new records increase the number of bramid species known from Brazilian waters to ten. The addition of *P. brama* to the Brazilian Bramidae makes the Southwestern Atlantic the only known area of the world where two species of *Pterycombus* are found together. Meristic, biometric, and new biological data are presented for *Eumegistus brevorti*. Some species of bramids are rather rare and even if well described in the literature there are morphological characters and behavioral aspects yet to be added. Herein we present detailed descriptions of some bramid species to add to their published descriptions. A key to the Western Atlantic Bramidae is provided.

Key words: Pomfrets, *Eumegistus, Taractes, Taractichthys, Pterycombus,* deep-sea fishes, fisheries.

Introduction

The worldwide marine and usually oceanic Bramidae contains 20 species in seven genera (Mead, 1972; Mundy, 2005; Thompson, 2008). Seven species of Bramidae are reported to date from Brazilian waters: *Brama brama* (Bonaterre, 1788), *B. caribbea* Mead, 1972, *B. dussumieri* Cuvier, 1831, *Pteraclis aesticola* (Jordan & Snyder, 1901), *Pteraclis carolinus* Valenciennes, 1833, *Pterycombus petersii* (Hilgendorf, 1878), and *Taractichthys longipinnis* (Lowe, 1843) (Figueiredo *et al.*, 2002; Menezes & Figueiredo, 2003). In Atlantic waters two other genera and four additional species are known, *Eumegistus brevorti* (Poey, 1861), *Pterycombus brama* Fries, 1837, *Taractes asper* Lowe, 1843, and *T. rubescens* (Jordan & Evermann, 1887) (Mead, 1972; Mundy, 2005; Thompson, 2008). Considering the tropical, oceanic, pelagic and wide ranging habits of most of the Atlantic Bramidae, it would not come as a surprise if additional species were recorded along the Brazilian coast.

The TAMAR (Tartarugas Marinhas, marine turtles in Portuguese) Project is designed to protect sea turtle populations in Brazil, and its work has been internationally recognized as a model for conservation programs. A research program has been carried out by the TAMAR, aiming to evaluate this circle hook´s efficiency in pelagic longline fisheries. Since circle hooks reduce the incidental capture of sea turtles (Piovano, 2009) the

Accepted by M. Craig: 19 Sept. 2009; published: 16 Nov. 2009

primary goal of this research is to encourage the use of circle hooks, in order to replace the prevailing “ hook in artisanal and industrial fisheries, thus reducing bycatch. Another goal is to perform a scientific surv of the living organisms in the deep waters of the areas close to the TAMAR stations of Bahia, Sergipe, S Paulo and Fernando Noronha in Brazil, and this has resulted in the discovery of several new records of fi species for the Southern Atlantic and Brazilian waters (e.g. *Aulopus, Verilius*). This paper is the first in a seri reporting these new records.

In this paper we report on the occurrence of the tropical pomfret, *Eumegistus brevorti* in the deep-wat of Brazil, not only far from the coast at Fernando de Noronha Archipelago, but also close to the shore, miles off Praia do Forte, Mata de São João, Bahia, in the outer shelf and slope areas, at depths between 4 and 900 m. Meristic, biometric and new biological data are presented for the species, elsewhere consider rare but found in unusually high numbers at the site off Bahia. We also report on the occurrence of the keelt pomfret, *Taractes rubescens* as well as the very first adult specimen of the bigscale pomfret, *Taractichth longipinnis,* from Brazilian waters, adding new data about their meristics and biology. Aspects of t precautions to be established to develop the fishery of the tropical pomfret are also discussed.

While studying preserved Bramidae specimens at the MZUSP collection to develop a key for the Weste Atlantic Bramidae, we found several young individuals of *Pterycombus brama*, mistakenly labeled *Pterycombus petersii,* the two known species of the genus to date. In the same collection we also found a fe small specimens of *P. petersii,* and two other individuals of doubtful identification. With those identificatio the Southwestern Atlantic comes as the only known area of the world where both species of this genus occ together, and the number of Brazilian Bramidae species increases to 10, representing one of the most diver bramid assemblages in the world

Material and methods

Measurements of the specimens, as well as of gonads, eggs and stomach contents were taken with a digi caliper to hundredths of millimeters (mm); measurements over 150 mm and to 300 mm were taken witl manual caliper to the nearest tenth of mm; measurements over 300 mm were taken with a meter stick to t nearest mm. Mass was assessed with a hand-scale to tenths of kilograms; for stomach contents and gonads analytical digital precision scale, with an error of 0.001 g was used. Digital pictures were taken of t examined specimens, gonads, eggs and stomach contents. All pictures but those noted in the legends are TAMAR and/or the authors.

The report of *Eumegistus brevorti* is based on 30 specimens, including not only the ones hereafter list but also others 21 randomly chosen from the catches. In order to have their stomach contents checked, seve fishes were dissected *in situ*, even if the majority of them had voided the contents before being caught. A vomit and stomachs contents were weighed and analyzed to family, genus and species whenever possib samples were preserved in formalin and later transferred to alcohol. The gonads of three females we collected; both gonads of each fish were measured and weighed; the total number of eggs was estimated counting the number contained in each of 10 samples of 0.1 ml and then dividing the total volume of ea gonad by the sample’s mean (248 eggs).

The report of *Taractes rubescens* is based on the only specimen caught and known for Brazil. The repo of *Pterycombus* spp. are based on 12 specimens examined at the Museu de Zoologia da Universidade de S Paulo (MZUSP) and listed below. The report of *Taractichthys longipinnis* is based on the only adult specim caught and known for Brazil.

The key to Southwestern Atlantic Bramidae species is supported not only by literature but also specimens examined at the MZUSP fish collection and listed below. Institutional abbreviations follc Leviton *et al.* (1985), except UNESP-SV (Universidade Estadual de São Paulo, Campus de São Vicente), a TAMAR (PROJETO TAMAR).

Material examined

Eumegistus brevorti: MZUSP 95974 (2 ex: young adult, 420 mm SL, Brazil, Bahia, Mata de São João, (Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 700 m, 30 October 2007; adult, 424 mm SL, same plac collectors G. Marcovaldi & A.Carvalho-Filho, depth 450 m, 11 November 2007); ZUEC 6313 (1 ex: you adult, 443 mm SL), same data as for young MZUSP 95974; UNESP-SV 1A (1 ex: young adult, 443 mm Sl same data as for adult MZUSP 95974; UNESP-SV 2A (1 ex: adult, 454 mm SL), same data as for young ad MZUSP 95974; TAMAR 0027 (1 ex: adult, 523 mm SL), Brazil, Bahia, Mata de São João, off Praia do For collector G. Marcovaldi, depth 600 m, October 2006. TAMAR 0035 (1 ex: young adult, 394 mm SL), Braz Bahia, Mata de São João, off Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 500 m, April 2008.

Taractes rubescens: TAMAR 0021 (1 ex: 487 mm SL), Brazil, Bahia, Mata de São João, Praia do For collectors G. Marcovaldi and A. Carvalho-Filho, depth 600 m, April 2008.

Taractichthys longipinnis: MZUSP 78303 (1 ex: 29.3 mm SL), Brazil, 27º54´43”S and 47º04´37” Revizee Sul, Station 363, collector Equipe Revizee, 07 December 1997; TAMAR 0043 (1 ex: 472,4 mm Sl Brazil, Bahia, Mata de São João, Praia do Forte, collector G. Marcovaldi, depth 200 m, mesopelagic, October 2008; UF 168739 (1 ex: 50.0 mm SL), Bahama Islands, Cay Sal Bank, Santaren Channel, NE Anguilla Cays (24°16'42"N –79°32'30"W), depth 591–629 meters, 41' Otter Trawl Field Number: CI225 (R. Columbus Iselin), collectors: Staiger and Hulet, reclassified as *Taractichthys longipinnis by* A. Carvalho-Fil in January, 2009.

Brama caribbea: MZUSP 78258 (4 ex: 92.2 – 113.6 mm SL), Brazil, 26º10´07”S and 46º02´13”W, N. C Atlantico Sul, Revizee Sul, Station 345, collector Equipe Revizee, 19 November 1997. MZUSP 61592 (2 e 57.5 and 63.0 mm SL), Brazil, tuna stomach content, collector L.A. Zavala-Camin, 28 February 1977.

Brama dussumieri: MZUSP 61634 (2 ex: 94.3 and 92.5 mm SL), Brazil, tuna stomach content, L. Zavala-Camin, October 1977.

Brama brama: MZUSP 80495 (1 ex: 41.8 mm SL), Brazil, 27º53´52”S and 47º17´03”W, N. Oc. Atlanti Sul, Revizee Sul, Station 362, collector Equipe Revizee, 07 December 1997.

Pteraclis aesticola: MZUSP 61590 (2 ex: 33.4 and 59.7 mm SL), Brazil, tuna stomach content, collect L.A. Zavala-Camin.

Pteraclis carolinus: MZUSP 78302 (1 ex: 19.3 mm SL), Brazil, 25º56´07”S and 45º11´12”W, N.C Atlantico Sul, Revizee Sul, Station 241, collector Equipe Revizee, 15 May 1997.

Pterycombus petersii: MZUSP 61586 (2 ex: 37.83 and 64.47 mm SL), Brazil, tuna stomach conte collector L.A. Zavala-Camin, October 1979 (with SL labeled as 39.97 and 67.42). MZUSP 78301 (1 ex: 29 mm SL), Brazil, 34º11´38”S and 51º17´13”W, 1,246 m, N.Oc. Atlantico Sul, Revizee Sul, Station 20 collector Equipe Revizee, 23 April 1997. MZUSP 80633 (1 ex: 30.3 mm SL), Brazil, 34º45´28”S a 48º46´10”W, 985 m, N.Oc. Atlantico Sul, Revizee Sul, Station 219, collector Equipe Revizee, 04 May 199

Pterycombus brama (all labeled as *Pterycombus petersii*): MZUSP 61622 (1 ex: 108.0 mm SL), Braz 30º10`S and 47º42`S, 570 m, ORV Prof. Besnard, collector L.A. Zavala-Camin, April 1972. MZUSP 61623 ex: 60.13 and 84.2 mm SL), Brazil, tuna stomach content, collector L.A. Zavala-Camin, January 197 MZUSP 61572 (1 ex: 78.7 mm SL), Brazil, tuna stomach content, collector L.A. Zavala-Camin, Janua 1976. MZUSP 61633 (1 ex: 110.59 mm SL), Brazil, tuna stomach content, collector L.A. Zavala-Cam January 1980. MZUSP 61593 (1 ex: 68.31 mm SL), Brazil, tuna stomach content, collector L.A. Zava Camin, June 1976.

Pterycombus sp. (labeled as *Pterycombus petersii*): MZUSP 61573 (2 ex: 30.92 and 62.94 mm Sl Brazil, tuna stomach content, collector L.A. Zavala-Camin, March 1976.

The following fishing sets were deployed:

Drift Vertical Long-Line (DVLL): Deployed to the bottom, surface supported with a buoy, fishing t lower 100–150 meters of the water column with 20 to 25 Mustad© circle hooks, size 12/0 to 14/0, baited w

sardines (*Sardinella* spp.), in a single line, with no branchlines. Therefore, it is aimed at demersal a bathypelagic fishes. The DVLL is left drifting, usually at evening for 3 to 4 hours, slowly carried by curre and covering roughly a mile or so. When reeled back into the boat it comes with a sample of fishes living the aimed depth. Often a baited hook is attached to the sinkers. Noise and light devices are also attach among the hooks series.

Electric Reel Set (ERS): This set deploys a chosen fish-line from the boat and with 10 to 15 circle hoo linked to its lower 80–120 meters, also baited with sardines and with noise and light devices as above. It fish for 5 to 15 minutes and then is reeled back with the help of electric power.

Results and discussion

Circle hooks (FIG 1) are used not only because they are safer than the "J" hooks for sea-life and fisherme but also for their efficiency in hooking fishes; furthermore, as a side benefit, they leave intact the fishes' inr organs. Their shape make a huge difference, since up to 98% of the fishes are hooked in the maxillary bon allowing an easy and clean unhook, hands and fingers remaining safely where they are supposed to be. A last but by no means least, as an extra and precious benefit, sea-life such as dolphins, birds and sea turtles a rarely hooked (Atlantic States Marine Fisheries Commission, 2003).



FIGURE 1. The circular hook 12/0 used in the present study.

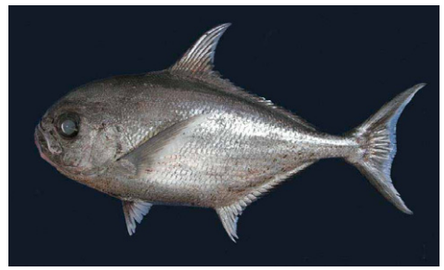


FIGURE 2. *Eumegistus brevorti*, freshly preserved male, 523 mm SL and 2.8 k, caught at 600 m depth 10 miles off Pr do Forte, Bahia, Northeast Brazil.

On October 26, 2006 a strange fish specimen was caught and unknown to the turtle experts, a photogra was taken and the fish preserved. The second author, oceanographer Guy Marcovaldi, sent the picture friends and ichthyologists, looking for identification. When the first author received it, the fish family w identified as Bramidae, as well as the probable genus and species, *Eumegistus brevorti.* To confirm tl analysis, the picture was sent to Dr. Bruce A. Thompson, a renowned world specialist of the Bramidae at th time with the Louisiana State University (EUA), who confirmed the identification.

2009
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25

The fish (FIG 2) was caught about 10 miles off Praia do Forte, 600 m depth, with electric reel, a sardines as bait. It measured 523 mm SL and weighed 2.8 kg. At that time two other specimens of the sa species, not examined by us, were collected in deep offshore waters: one at the same site, and another in t waters of Fernando de Noronha Archipelago. With the improvement of fishing techniques, the "rare" fi became a daily catch (FIG 3). In two years about 220 specimens were caught and at the barbecue stand th revealed to have a delightful taste. Several specimens were preserved and sent to research institutions.

***Eumegistus brevorti* (FIG 2)**
Tropical Pomfret, Olho-de-Ovo.

The genus *Eumegistus* is composed of two species, *E. illustris* Jordan & Jordan, 1922, from the Pacific, and *brevorti* from the Atlantic, known from West Africa (larvae), Cuba, Bahamas, Virgin Islands, Puerto Ri Colombia, and offshore in the Gulf of Mexico and the Caribbean. We found few reports on *E. brevorti*, preserved in institutions around the world. Additionally, we found other preserved specimens in museu internet sites, all listed in Table 3 together with those of the literature and of this study. This me bathypelagic species occurs between 384 and 1317 m and may reach 481 mm SL; adults are known usua from of offshore islands (Thompson & Russel, 1996; Hernández-Hamón *et al.*, 1999; Bunkley-Williams Williams, 2004; Moteki & Mundy, 2005; Richards, 2006).

We examined 30 fishes (Table 1.A–B), ranging from 394 to 550 mm SL and weighing from 1.65 to 4. kg. Two females are the largest and heaviest specimens ever reported for the species. From this sample, were males (425–523 mm SL), six were females (447–550 mm SL, Table 4, in part) and four were you adults of indeterminate sex, still having keels in the caudal peduncle's horizontal rows of scales (394, 420, 4 and 443 mm SL, weighing 1.29, 1.65, 1.72, and 1.73 kg). Females were heavier (4.22–4.80 kg) than ma (2.30 and 3.91 kg). The TAMAR vessel's captain, also a very experienced fisherman, reported that only abo 10% of the hooked *Eumegistus* were females bearing maturing eggs, which was confirmed by us in the fiel

Diagnostic characters: Based on examined specimens and literature data (Table 1.A–B).

Body compressed, rather high, the greatest depth 41–52% of standard length; dorsal profile of he arched and rounded; lower edges of mandibles not touching along entire length, a good part of the isthm visible between them; pre-caudal groove absent; dorsal-fin rays 29–33; anal-fin rays 20–24; pectoral extends beyond lobe of anal fin, with 17–21 rays; horizontal series of scales 47–57; gill rakers slat-like, 3–4 6–7, not counting rudiments; scales on sides of body cycloid with a median soft keel, those in the poster part and on caudal peduncle with a strong antrorse spine in young adults (see discussion below); naked ar above and behind the eyes; scales on caudal fin base abruptly smaller than those on caudal peduncle. Co varies from almost black or dark brown with bronze to gold or silver sheen, to silvery white; dorsum alwa darker, belly somewhat lighter; most of lateral body scales outlined with thin dark lines (pale individuals) silvery-white lines (dark individuals); dorsal fin usually dark with its anterior portion silvery-white to silve dusky; anal fin silvery-white to silvery-dusky, outlined with a dark band except in the anterior lobe; anter lobe of dorsal and anal fins tips sometimes whitish in young adults; pectoral and pelvic fins dark interiorly a with a pale posterior large border; caudal fin dark with conspicuous posterior white median margin, split two by black central rays in young adults (FIG 4-A). The differences between adults and young adults in t caudal fins' white and black marks, as well as the whitish lobes of dorsal and anal fins (which are mo conspicuous in young adults), are also displayed by the Pacific *Eumegistus illustris* Jordan & Jordan, 19 (FIG 4-B and 4-C), leading us to assume that this pattern is a character, among others, of the genus.

Mead (1972) reported the presence of an antrorse spine on posterior body and caudal peduncle scales the specimen he examined with 259 mm SL, the lectotype of the junior synonym *E. saussuri* (Lunel, 186 Hernández-Hamon *et al.* (1999), reported 5 rows of keeled scales on caudal peduncle for an individual 2 mm SL. Moteki & Mundy (2005) reported that a juvenile (23.0 mm) had head and body covered by sca with a few spines. Thompson & Russell (1996) did not report any keel or spines on body scales on three ad specimens (425, 475 and 481 mm SL). The four young adults examined by us presented the followi distinguishing features in the caudal peduncle:

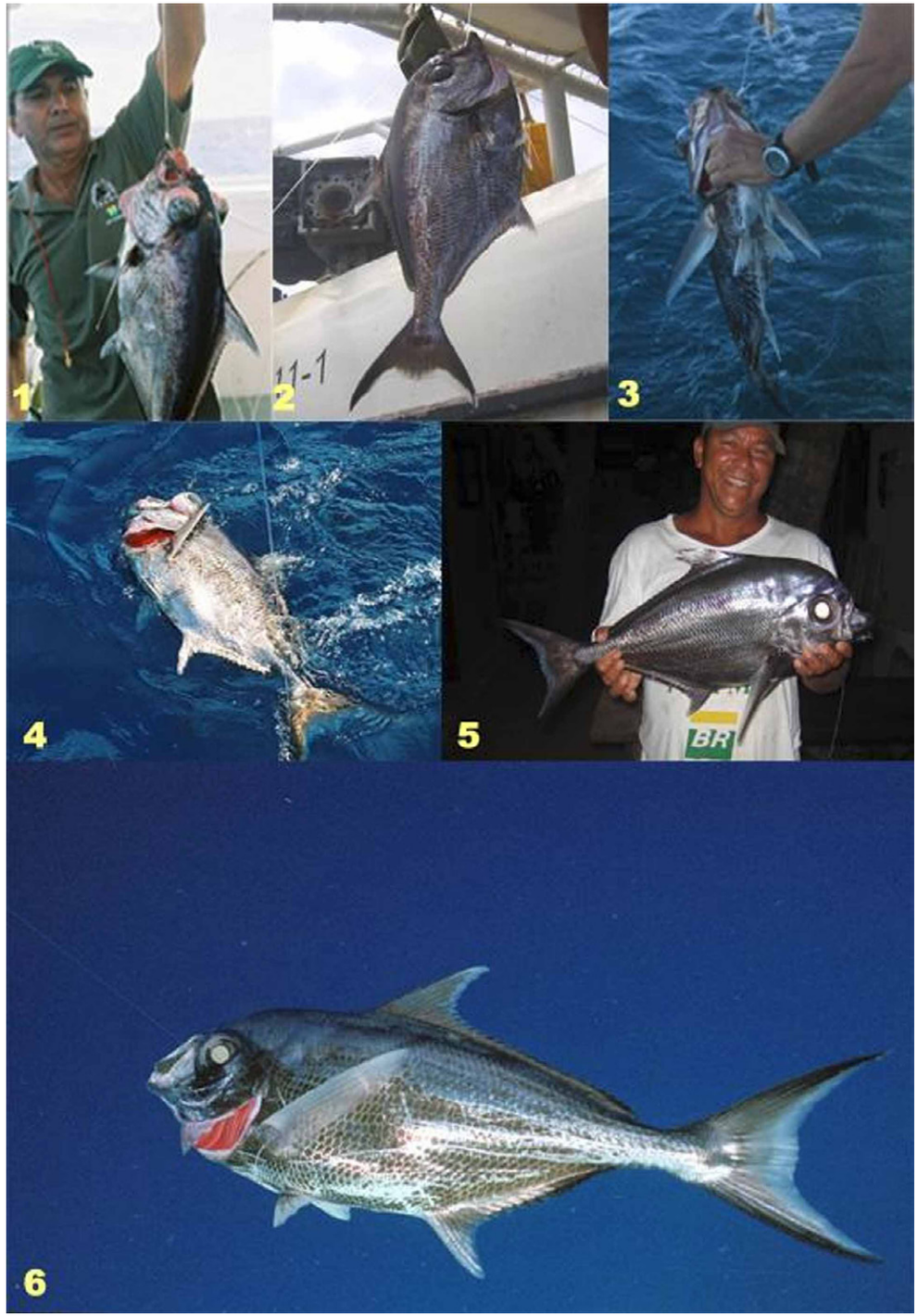


FIGURE 3 The Tropical Pomfret becomes a daily catch off Bahia, Northeast Brazil.

	(1972)	Russell (1996)	Mundy (2005)	(2005)	*et al*. (1999)	
(N) specimens	1	3	2	2	1	30
Dorsal fin rays	33	31–33	31–33	31–33	----	**29–32**
Anal fin rays	22	22–23	23–24	23–24	22–23(?)	**20–23**
Pectoral fin rays	20	20	20	20	20	**17–21**
Scales, horizontal	ca. 50	55–57	-----	50**	54–57(?)	**47–56**
Upper gill rakers	3	3	-----	-----	----	**3–4**
Lower gill rakers	6	7				**6–7**

(?): The authors examined one specimen, so the gap in counts is not plausible.

TABLE 1B. *Eumegistus brevorti.* Selected proportional measurements in thousands of SL. Juvenile and larvae included.

	Mead 1972*	Thompson & Russell 1996**	Present Study
Head Length	288	280–316	241–286
Snout Length	76	59–62	47–67
Eye diameter, horizontal	88	94–109	60–88
Eye diameter, vertical	91	98–117	71–104
Postorbital length	147	127–137	116–148
Body depth	517	480–515	408–484
Predorsal length	441	429–449	391–446
Preanal length	618	620–653	578–617
Pectoral fin length	273	336–392	252–350
Dorsal fin base	502	502–523	500–563
Anal fin base	353	316–339	315–367

* Type of *E. saussuri* (Lunel) 259 mm, considered by us a young adult.
** Three adult females.

TABLE 2. *Eumegistus brevorti.* Egg and ovary characteristics of three females. Measurements in mm and weights in

	September 2007	November 2007	April 2008
SL	447	514	550
Egg diameter	0.63	0.66	0.63
Left ovary length	78.4	85.1	73.7
Left ovary max. width	43.1	36.2	39.1
Left ovary max. height	37.5	27.8	28.9
Left ovary weight	75.8	57.4	50.7
Number of eggs	178,500	208,200	84,400
Right ovary length	64.8	88.2	80.6
Right ovary max. width	17.2	51.8	39.6
Right ovary max. height	13.6	32.9	33.1
Right ovary weight	10.0	93.3	51.8
Number of eggs	55,800	138,900	111,900
Total weight of ovaries	85.8	150.7	102.5
Total number of eggs	234,300	347,100	196,300

Specimen	Size (mm)	Local	Depth (m)	Literature	Remar
ZMUC-P 46714 (1)	7.7	West Africa	100	Moteki & Mundy, 2005	
ZMUC-P 46715 (7)	4.0 – 8.7	West Africa	100	Moteki & Mundy, 2005	1
MCZ 55043 (1)	23.0	Caribbean	110 – 133	Moteki & Mundy, 2005	2
INVEMAR 2282 (1)	246	Colombia	190	Hernández-Hamon *et al.*, 1999	
MHNG 940.85 (1)	260	Cuba	No data	Hernández-Hamon *et al.*, 1999	3
MHNG 565.70 (1)	295	Cuba	No data	Hernández-Hamon *et al.*, 1999	4
USNM 266281 (1)	457	Gulf of Mexico	439	Hernández-Hamon *et al.*, 1999	
UF 47476 (1)	425	Virgin Islands	274 – 366	Thompson & Russell, 1996	
UF 47477 (1)	481	Virgin Islands	366	Thompson & Russell, 1996	
UF 99703 (1)	475	Bahamas	390 – 420	Thompson & Russell, 1996	
USNM 372736 (2)	270; 340	Puerto Rico	384	Bunkley-Williams & Williams, 2004	
CAS-SU 148107 (1)	No data	Gulf of Mexico	1317	Bunkley-Williams & Williams, 2004	5
IGFA 17375-4390 (1)	610 (FL)	Bahamas	No data	Bunkley-Williams & Williams, 2004	
USNM 391436 (1)	480	Bahamas	579	Present study	
USNM 386567 (1)	388	Bahamas	No data	Present study	
MZUSP 95974 (2)	420; 424	Bahia, Brazil	700; 450	Present study	
ZUEC 6313 (1)	424	Bahia, Brazil	700	Present study	
UNESP-SV 1A (1)	443	Bahia, Brazil	450	Present study	
UNESP-SV 2A (1)	454	Bahia, Brazil	700	Present study	
TAMAR 0027 (1)	523	Bahia, Brazil	600	Present study	
TAMAR 0035 (1)	394	Bahia, Brazil	500	Present study	

(1): According to Moteki & Mundy (2005), the smaller specimen is so damaged that is impossible to determine species, identified as *E. brevorti* by Mead (1972).
(2): Misidentified by Mead (1972) as *Taractichthys longipinnis*; this misidentification persists in the collection record the MCZ to date.
(3): Lectotype of *B. saussurii.*
(4): Dried end mounted syntype of *B. saussurii.*
(5): Stanford University Collection in California Academy of Sciences; assumed as *E. brevorti*.

TAMAR 0035, 394 mm SL; MZUSP 95974, 420 mm SL: 6–12 scales with antrorse spine on each of four central rows of scales, more sharp and strong at the middle of the row;

UNESP-SV 1A, 443 mm SL: 4–7 scales with antrorse spine on each of the four central rows of sca more sharp and strong at the middle of the row;

ZUEC 6313, 443 mm SL: 3–5 scales with a moderate keel on each of the four central rows of sca higher at the middle of the row.

Thus, it is very probable that the development and the reduction of the spines on scales follows the age the fish, developing as a few on each scale in juveniles, transforming into one strong, antrorse, sharp spine young adults, becoming a low keel on older fish, and finally disappearing almost completely, being ju smooth low keel, on large adults. To confirm this hypothesis we would need specimens in the 50–180 mm range, unknown to date. The Pacific species seems to present the same pattern (FIG 4-B).

Concerning the dorsal, anal and pectoral fins, as well as the horizontal series of scales and proportional measurements, our data widen several parameters of previous studies (Table 1-A and 1-B).

Bunkley-Williams & Williams (2004) suggested that more than one species of *Eumegistus* may exis the Caribbean and Atlantic due to the differences among several morphometric measurements reported

2009

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25

enough specimens at that time (2004), to support such assertion. Our data show a wider range morphometric proportions than previously reported and we assume that this wide-ranging species might di somewhat when separate populations are analyzed. The meristic and morphometric data of the examin specimens, compared to previous descriptions are in Table 1-A and 1-B.

Distribution: Tropical Atlantic Ocean, from West Africa to Bahamas and the Caribbean area, Gulf Mexico, Colombia and Venezuela, and Fernando de Noronha Archipelago and Bahia in Brazil. The pres study extends the occurrence of the tropical pomfret southwards about 3,500 kilometers, since it was kno only from the tropical North Atlantic.

Proposed Brazilian name: "Olho-de-Ovo" (= egg-eye). This name was adopted by the Fishing Te due to the fact that many of the collected specimens arrived at surface with bulged eyes due to sudc decompression.

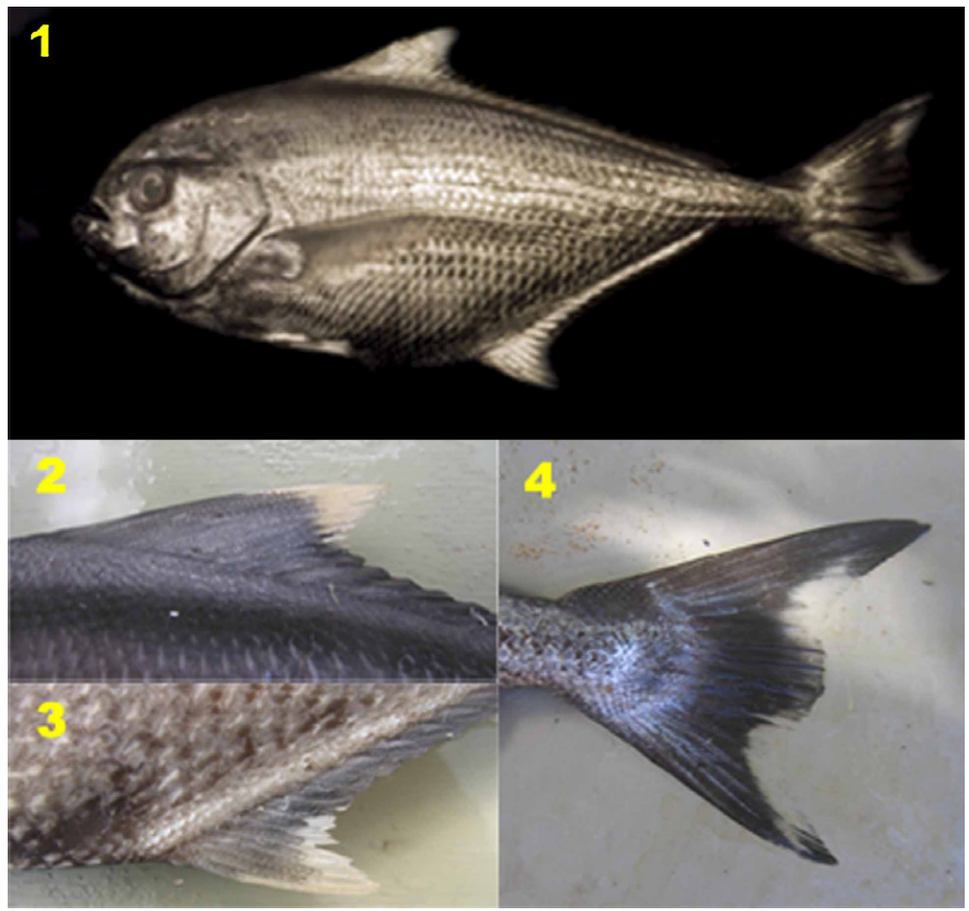


FIGURE 4-A. The smallest *Eumegistus brevorti* specimen, TAMAR 0035 (394 mm SL), showing white-tipped do and anal fins lobes and caudal fin with black central rays, caught at the Praia do Forte, off Bahia, Northeast Brazil.



FIGURE 4-B. Young adult, about 23 cm SL, of *Eumegistus illustris* from the Pacific Ocean, showing the same white-tipped dorsal and anal fin lobes and caudal fin with black central rays as the Atlantic species, and the rows of keeled scales on caudal peduncle. Photograph by NMFS Pacific Islands Region Observer Program, Honolulu, Hawaii, USA.



FIGURE 4-C. Young and adult caudal-fin color patterns of *Eumegistus illustris* from the Pacific Ocean. Photograph by NMFS Pacific Islands Region Observer Program, Honolulu, Hawaii, USA.

Habitat, Depth, Temperature and Presumed Schooling Pattern: All specimens were caught from October 2006 to June 2008, at 300–900 m depth, and between 30 and ~100 meters from the ocean floor. This data, alone, is enough to partially confirm the supposition made by Mead (1972) and Thompson & Russell (1996), about its benthopelagic and probable demersal habits. Temperature probably has an important role in the habitat preferences of the tropical pomfret, as all individuals were collected between 8 and 10ºC measured on occasions. In several fishing trips 3–10 individuals were caught in the same site and depth, very probably at the same time, which indicates grouping or schooling behavior.

Diet: We examined stomach contents or vomit of 30 specimens. Of these, 40% (N=12) were empty and had not vomited; 46.7% (14) preyed only on fishes and cephalopods, and 13.3% (4) presented a diet of fishes, crustaceans (Oplophoridae, Scyllaridae and Squillidae), and cephalopods (5–7). The data confirm the benthopelagic habitat proposed by Mead (1972) and Thompson & Russell (1996), since some of the prey are considered bottom-dwelling species, e.g., the oplopherid shrimp and the scyllarid *Parribacus antarcticus*

(Lund, 1793) (M. Tavares, pers., comm.), the squillid mantis shrimp, and the ogcocephalid batfish *Halieutichthys aculeatus* (Mitchill, 1818); the small batfishes are the main support of this statement, since all five specimens (20.7–25.3 mm SL) were diagnosed as juveniles, with a naked ventral surface, elongated rays in the caudal fin, and similar meristics as the adults (Richards & Bradbury, 2006).

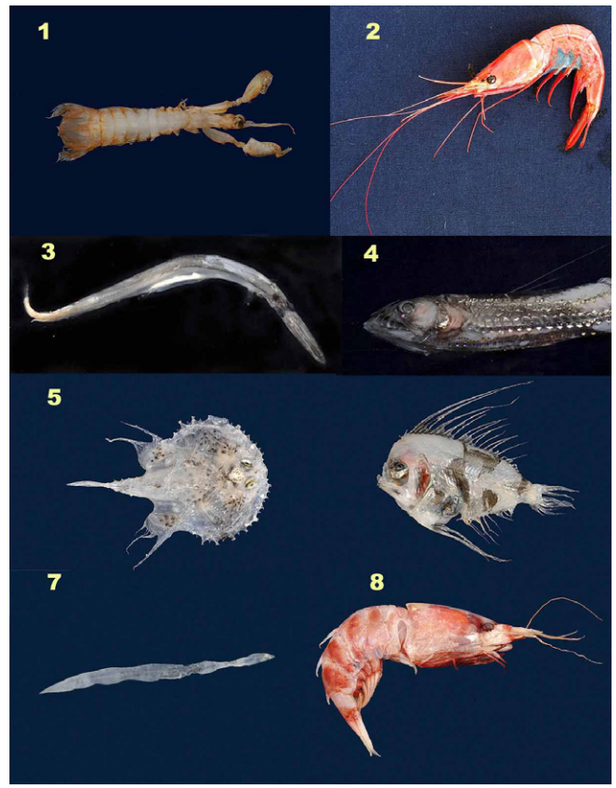


FIGURE 5. Stomach contents of *Eumegistus brevorti* caught off Bahia, Northeast Brazil:
1. Crustacea, Stomatopoda, Squillidae. 2. Crustacea, Decapoda, Pandalidae.
3. Paralepididae, *Lestidium atlanticum.* 4. Chaliodontidae, *Chauliodus sloani.*
5. Ogcocephalidae, *Halieutichthys atlanticus.* 6. Caristiidae, *Caristius* sp.
7. Anguilliformes, unknown leptocephalus. 8. Crustacea, Decapoda, Oplophoridae.

The prey most often observed among fishes were *Chauliodus sloani* Bloch & Schneider, 1801 (adults, including a ripe female), *Diaphus garmani* Gilbert, 1906, *Scopelarchus* sp., *Lestidium atlanticum* Borodin, 1928, young *Halieutichthys aculeatus*, young Gempylidae (*Neopinnula americana* (Grey, 1953) and *Gempylus serpens* Cuvier, 1829) and Trichiuridae (*Lepidopus* sp.). The largest recorded prey was the steindachnerid fish *Steindachneria argentea* Goode & Bean, 1896, weighing 18.31 g and measuring 135.8 mm SL. The largest stomach content included fishes, crustaceans, cephalopods and worms, and weighed 38.28 g. In about 25% of the examined stomachs we found a few parasitic worms (Nematoda and Trematoda).

As side benefits, several new or rare records of fishes and cephalopods for Brazilian waters, and even for the Southwestern Atlantic Ocean, were found in the vomit and stomach contents, such as *Caristius* sp., *Steindachneria argentea*, *Asarcenchelys longimanus* McCosker, 1985, and the squid *Spirula spirula* (Linnaeus, 1758), which will be dealt with in another paper.

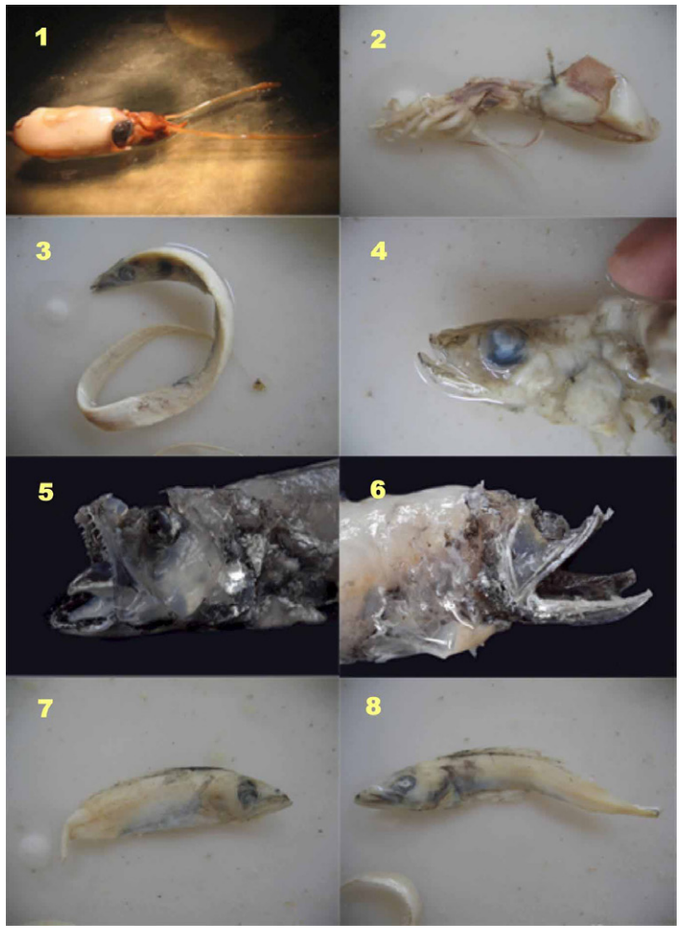


FIGURE 6. Stomach contents of *Eumegistus brevorti* caught off Bahia, Northeast Brazil:
1. Cephalopoda, Spirulidae, *Spirula spirula.*
2. Cephalopoda, Enoploteuthidae. 3. Trichiuridae, *Lepidopus altifrons*
4. Scopelarchidae, *Scopelarchoides* sp.
5. Steindachneridae, *Steidachneria argentea.* 6. Myctophidae, *Diaphus garmani.* 7. Gempylidae, *Neopinnula americana*.
8. Gempylidae, *Gempylus serpens.*

Spawning season: The ovaries of four large females were analyzed, all of them ripe. The eggs were transparent (an indication of maturity in Bramidae according to Omori *et al.*, 1997, and Yatsu & Nakamura, 1989), with a diameter of 0.63–0.66 mm, and numbering up to about 350,000. All females had one of the ovaries smaller than the other (FIG 8), and in the case of the specimen caught in September, the difference of size was most evident: the right ovary weighed only 10.06 g, and the left one 75.81 g. (See Table 2 for an overview of all data, except for the specimen caught in June 2008 that had its viscera accidentally discarded before a proper analysis).

All females were collected in September and November 2007, April and June 2008, covering a large period of the year: early to late winter, mid-spring and early autumn. The fact that the September female had

spawns from early winter to late summer in the Northern Hemisphere, as suggested by Thompson & Russell (1996) from observations in the Caribbean of three large females, all mature with late stage vitellogenic and early hydrated oocytes, indicating a spawning season over much of the year (January–August), or from early winter to late summer in the Northern Hemisphere. Spawning season in Brazilian water may also range over at least 8 to10 months of the year (this paper).

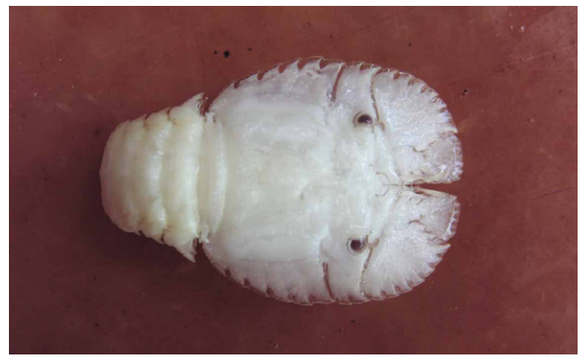


FIGURE 7. Stomach content of *Eumegistus brevorti*, caught off Bahia, Northeast Brazil: Crustacea, Decapoda, Scyllaridae, *Parribacus antarcticus*, 58.8 mm long



FIGURE 8. Ovaries of *Eumegistus brevorti* caught off Bahia, Northeast Brazil: 1: 11.16.2007: A 57.37 g; B: 93.25 g and 2: 09.07.2007: A: 10.06 g; B: 75.82 g .

Fishery Resource & Conservation: The high number of specimens of the tropical pomfret collected in Brazilian waters is not atypical as one might believe at a first glance. Bunkley-Williams & Williams (2004) reported that it was also found off Puerto Rico, but did not specify how many. Fishing with the TAMAR fishing sets (appropriate to research sampling of deep fish fauna) indicates that this species is rather abundant in the region. The only other species so often hooked is the oil-fish, *Ruvettus pretiosus* Cocco, 1833, a

2009
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25

common species around the world (Parin, 2003). The Bramidae are targeted by fisheries in several parts of the world and regarded as excellent foodfish. Thus, the presence of a probably large population of the tropical pomfret in Bahia may lead to commercial fishery, but its stock and biology need to be better known (otherwise we will deal with another species at the risk of overfishing). An excellent analysis of deep-water fisheries is in Morato *et al.* (2006); in the abstract the authors state: "Global landings of demersal marine fishes are demonstrated to have shifted to deeper water species over the last 50 years. Our analysis suggest deep-water fish stocks may be at serious risk of depletion, as their life histories render them highly vulnerable to overfishing with little resilience to over-exploitation. Deep-sea fisheries are exploiting the last refuges for commercial fish species and should not be seen as a replacement for declining resources in shallower waters. Instead, deep-water habitats are new candidates for conservation." With this alert in mind, the major effort now shall be done to collect the data about the tropical pomfret in the Brazilian waters before "go fishing".

When the above mentioned finding was coming to conclusion, another bramid species, new to Brazilian waters, was collected at the same site off Bahia: a male of the keeltail pomfret, *Taractes rubescens*, hooked in about 600 meters deep and now preserved in the PROJETO TAMAR collection. It differs from its only congener, *Taractes asper*, mainly by the presence of a strong keel in the caudal peduncle (absent in *T. asper*), as well as by body and fins proportions (Mead, 1972; Haedrich, 1986; Smith, 1986; Thompson & Russell, 1996).

Taractes rubescens
Keeltail Pomfret, Lira.
(FIG. 9)

Diagnostic characters: Based on examined specimen (in brackets) and literature data (Mead, 1972; Thompson & Russell, 1996; Thompson, 2003, 2008; McEachran & Fechhelm, 2005; Haedrich, 1986; Santos *et al.*, 1997).

Body compressed, rather fusiform compared to that of most Bramidae, the greatest depth 36–45% (37%) of standard length; dorsal profile of head almost straight, the forehead slightly concave; snout pointed; pre-caudal grooves well developed; strong, rather high and well developed lateral keel on the caudal peduncle, a character that distinguish this species from all other known species of the family; dorsal fin rays 30–32 (31); anal fin rays 19–23 (19); pectoral fin extends to anterior anal fin rays, with 19–22 (19) rays; horizontal series of scales 41–48 (48), to origin of peduncle's keel; gill rakers, 1–3 + 7–8 (2 + 7), not counting rudiments; gill filaments more than three times length of rakers; scales on sides of body cycloid and smooth, spines present only in young; posterior profile of upper lobe of the caudal fin falcate, the lower somewhat protruding medially. Color varies from almost black to dark brown with bronze to silver sheen, belly somewhat lighter; all fins with the same dark color of the body and a silvery sheen; caudal fin dark with a posterior white margin less discernible on upper lobe. The specimen examined had the outer border of the caudal fin's lower lobe shaped like an "S"; this same "S" shape also present in the other species of the genus, *T. asper* (FIG 22), thus leading us to conclude that this is a character of the genus not yet described. Also noteworthy, the main character of *T. rubescens*, the lateral keel on the caudal peduncle, is not reported by Thompson and Russell (1996) after examining 43 specimens.

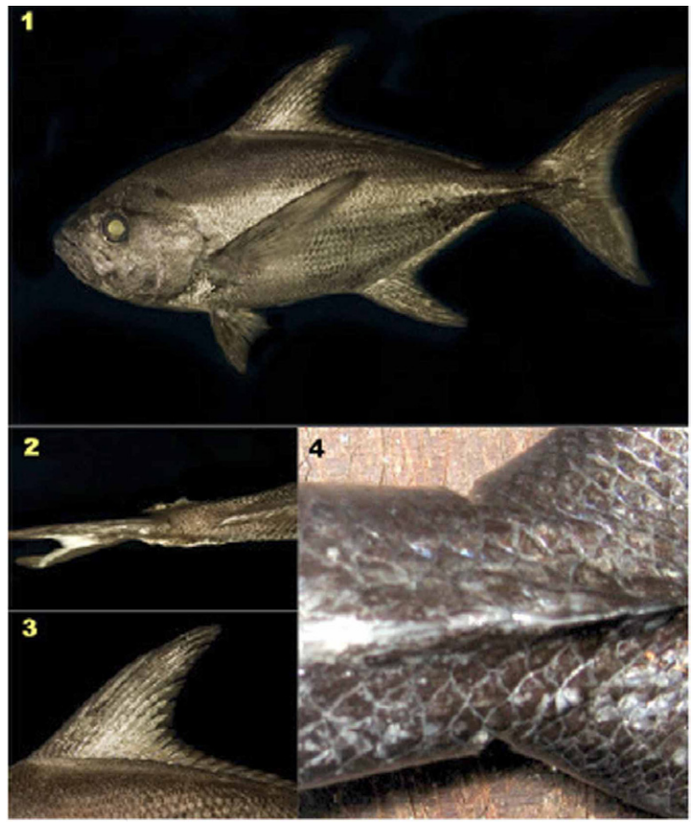


FIGURE 9. 1.*Taractes rubescens,* male, 487 mm SL, caught at 600 m depth off Praia do Forte, caught off Ba Northeast Brazil: 2 and 4. Caudal peduncle's keel. 3. Dorsal fin.

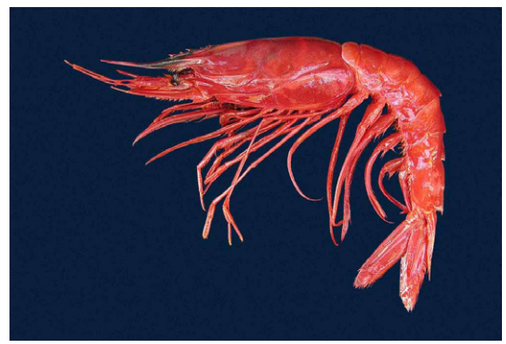


FIGURE 10. Stomach content of *Taractes rubescens*: Crustacea, Decapoda, Aristeidae caught off Bahia, North Brazil.





FIGURE 11. Stomach contents of *Taractichthys longipinnis* caught off Bahia, Northeast Brazil:
1. Cephalopoda, Ommastrephidae;
2. Crustacea, Decapoda, Oplopheridae.

Habitat, Depth and Presumed Solitary Habit: The keeltail pomfret is an offshore pelagic species occurring fi the surface to about 600 m depth, apparently solitary, more often captured at night (Thompson & Russell, 19 Thompson, 2008; present paper). There are no records about its temperature preferences.

Diet: The examined specimen's stomach contained two rather large Aristeidae pelagic shrimps, one them in FIG. 10.

Distribution: Central Pacific: Hawaii. Eastern Pacific: Costa Rica to Peru. Eastern Atlantic: off W Africa, Azores and Madeira Islands. Western Atlantic: Gulf of Mexico, Trinidad and Bahia in Brazil. T present paper extends the known occurrence of the keeltail pomfret southwards for about 3,500 kilometers

Proposed Brazilian name: "Lira" (= lyre) after the tail shape, and used by Bahia's artisan fishermen t caught this fish.

Finally, shortly before the submission of this work a third uncommon bramid was captured at the v same site off Bahia: an adult male of the bigscale pomfret, *Taractichthys longipinnis*, hooked in about 1

2009
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25

this is the first report of an adult of this species in Southwestern Atlantic waters. It differs from its c congener, *Taractichthys steindachneri* (Döderlein, 1883), from the Indian and Pacific Oceans, by the hig number of scales in horizontal series (more than 38, usually 42–45 against 38 or fewer in *T. steindachneri*) well as by minor morphometric meristic features (Mead, 1972; Haedrich, 1986; Smith, 1986; Thompsor Russell, 1996).

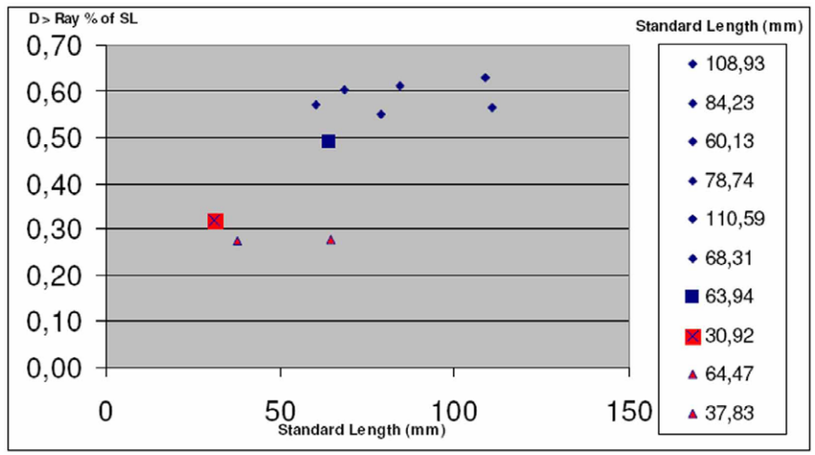


FIGURE 12. Graphic representation of percentage of the longest dorsal fin ray in standard length compared to siz each specimen. *Pterycombus brama* (blue dots), *Pterycombus petersii* (red triangles), and specimens not positiv identified (blue and red squares). See also Table 4.



FIGURE 13. *Pteraclis aesticola* MZUSP 61590, 59.7 mm SL.



FIGURE 14. *Pteraclis carolinus* MZUSP 78302, 19.3 mm SL.



FIGURE 15. *Pterycombus petersii* MZUSP 61586, 65.2 mm SL.

Taractichthys longipinnis
Bigscale Pomfret, Lira-Galhudo.
(FIG. 18 A–D)

Diagnostic characters: Based on examined adult specimen (in brackets) and literature data (Mead, 19
Haedrich, 1986; Tomás *et al.*, 1988; Smith, 1986; Thompson & Russell, 1996; Santos *et al.*, 1997; Figueir
et al., 2002; Thompson, 2003, 2008; McEachran & Fechhelm, 2005).

Body compressed, rather short and deep, the greatest depth 54–61% (56.3%) of standard length; do
profile of head strongly to moderate convex according to age; snout blunt; interorbital rounded; pre-cau
grooves well developed in adults; dorsal and anal fins stiff, covered with scales, and falcate; dorsal fin r
33–38 (35); anal fin rays 27–30 (27); pectoral fin extends beyond anterior anal fin rays, with 20–22 (20) ra
horizontal series of scales 39–46 (41); gill rakers, 1–3 + 6–9 (1+8), not counting rudiments; scales on side
body with a strong central spine, except in very large specimens as the one examined, aligned as in horizo
lines; scales of head and belly smooth; last scale on caudal peduncle larger than scales on caudal fin; cau
fin emarginated in young, forked to lunate in adults. Color varies from almost black to dark brown w

paired ones with large whitish areas; dorsal and anal fins often with whitish borders or distal spots, and caudal with a conspicuous white posterior border.

The pre-caudal groove seems not to be developed in the young, at least to 50.0 mm SL, as commented by Rob Robins after examining the UF juvenile specimen. Robins had used Thompson´s key (2003), on wh *Taratichthys* and *Taractes* possess a well-developed transverse pre-caudal groove; observing that none v present on UF 168739, he concluded (erroneously as he said) that the fish was *Eumegistus* despite the h number of anal fin rays. Even after re-examining the specimen he had not see nothing as the illustrated groo (Fig 3 of Thompson´s key, pg. 1470), leading him to the conclusion that perhaps the groove is absen juveniles. Mead (1972) does not mention the presence or absence of it in juveniles.



FIGURE 16. *Pterycombus brama* MZUSP 61623, 84.2 mm SL.



FIGURE 17 *Taractichthys longipinnis* MZUSP 78303, 29.3 mm SL.

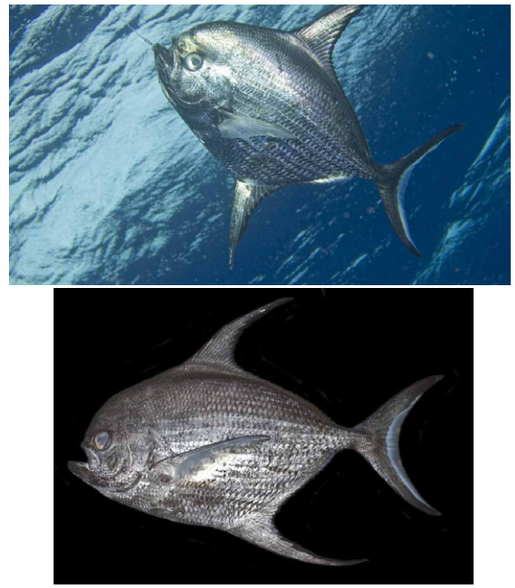


FIGURE 18 A & B *Taractichthys longipinnis,* adult male, 472.4 mm SL, caught off Praia do Forte, Bahia, Northe Brazil.

Habitat, Depth, Temperature and Presumed Schooling Pattern: The bigscale pomfret is usually offshore pelagic species occurring at least from 42 to about 200 m depth, and is apparently solitary, althou also known to occasionally occur close to shore in small schools; there is evidence of its preference for wat of 10ºC or colder (Mead, 1972; Thompson & Russell, 1996; this work). Stomach contents of the collec specimen indicate that this pomfret feeds at or near the bottom, as the tropical pomfret does, since we founc its stomach an identifiable portion of an oplophorid bottom-dwelling shrimp species (M.S. Tavares, perso comment).

Diet: In the stomach of the large adult male we found a large, almost undigested ommastrephid squid cm and 95 g) and part of a benthic oplopherid shrimp (FIG. 11)

Distribution: Eastern Atlantic: Iceland and Norway southwards to South Africa; Azores and Made Islands. Western Atlantic: Nova Scotia, Canada and northern Gulf of Mexico to Puerto Rico, Bermu northern South America to southeastern Brazil.

Proposed Brazilian name: "Lira-Galhudo" after its resemblance to the "Lira" (*Taractes rubescens*) a the high dorsal and anal fins ("Galhudo").

Pterycombus Fries, 1837

Mead (1972) recognized two species within this genus: *Pterycombus brama* and *Pterycombus petersii*. date *P. brama* is reported only from the Mediterranean and the North Atlantic (Canada to Gulf of Mexico a to northern South America; Iceland, British Isles and Norway to Gulf of Guinea); *P. petersii* is reported fr the Indo-Pacific (South Africa to Japan and the central Pacific), the southeastern Atlantic (South Africa), a the southwestern Atlantic (southeastern Brazil) (Mead, 1972; Scott and Scott, 1988; Tomás *et al.* 19 Figueiredo *et al.*, 2002; Thompson, 2008).

2009
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25





FIGURE 18 C & D *Taractichthys longipinnis*, UF 168739, young, 50.0 mm SL, from Bahamas.



FIGURE 19. *Brama caribbea* MZUSP 78258, 113.6 mm SL.



FIGURE 20. *Brama dussumieri* MZUSP 61634, 94.3 mm SL.



FIGURE21. *Brama brama* MZUSP 80495 41.8 mm SL.

Several MZUSP specimens are damaged or not well preserved, but 12 were selected as in fair to g condition to be examined. The diameter of the eye was not considered by us as a useful parameter, as variation in our specimens is much larger and does not agree at all with that of Mead (1972), probably beca of the conditions of most of the old specimens; the same was found for the number of rays of the dor pectoral and anal fins, the number of vertebrae and the actual size of the longest anal fin ray. On the ot hand, the proportion of the longest dorsal fin ray in standard length showed a very conclusive differe (TABLE 4; FIG 11). Even so, two specimens could belong to either species (or even to a hybrid) as th measurements are intermediary between the two species (when the size is examined and compared with fig 48 of Mead (1972)). This latter figure is a graph displaying the "Relative height of (A) dorsal and (B) anal in young and adult *Pterycombus brama* and *Pterycombus petersii*", and clearly shows a degree of overla

2009

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25

in Brazilian waters. The presence of an undescribed species in the southern Atlantic, a possibility raised Mead (1972), remains to be confirmed.

With the present paper, the number of Southwestern Atlantic Bramidae species increased from sever ten, one of the largest in the world and, to date, the only with both species of *Pterycombus*.

TABLE 4. Selected measurements of old *Pterycombus* specimens in the MZUSP collection; numbers in brackets number of specimen in each sample.

Pterycombus	MZUSP 61622	MZUSP 61623 (1)	MZUSP 61623 (2)	MZUSP 61572	MZUSP 61633
Measurements (mm)					
Standard length	108,93	84,23	60,13	78,74	110,59
Head	26,57	23,8	18,95	21,47	28,22
Eye, horizontal	8,86	7,81	6,89	7,61	9,91
Longest dorsal fin ray	68,4	51,48	34,23	43,17	62,51
Proportions (%)					
Eye on Head	3,00	3,05	2,75	2,82	2,85
Longest D ray/SL	0,63	0,61	0,57	0,55	0,57
ID					
Longest D Ray (1)	*brama*	*brama*	*brama*	*brama*	*brama*
Eye on head (2)	*brama*	*brama*	*petersii*	*petersii*	*petersii*

continued.

Pterycombus	MZUSP 61593	MZUSP 61573 (1)	MZUSP 61573 (2)	MZUSP 61586 (1)	MZUSP 61586 (2)
Measurements (mm)					
Standard length	68,31	63,94	30,92	64,47	37,83
Head	18,14	18,55	11,21	18,13	12,43
Eye, horizontal	7,19	7,03	4,71	6,31	4,83
Longest dorsal fin ray	41,07	31,31	9,82	17,84	10,34
Proportions (%)					
Eye on Head	2,52	2,64	2,38	2,87	2,57
Longest D ray/SL	0,60	0,49	0,32	0,28	0,27
ID					
Longest D Ray (1)	*brama*	??	??	*petersii*	*petersii*
Eye on head (2)	??	??	??	*petersii*	??

(1): Comparing with Mead's graph (Fig. 48)
(2): Comparing with Mead's key (pg.93)

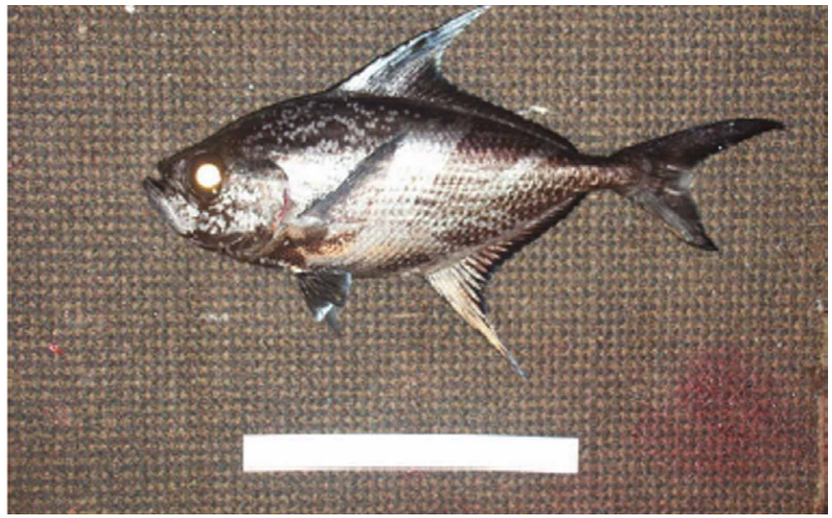


FIGURE 22. *Taractes asper,* about 45 cm SL, recently collected from Hawaii. Photograph by NMFS Pacific Islai Region Observer Program, Honolulu, Hawaii.

Key to Western Atlantic species of Bramidae:

Adapted from Mead (1972), Tomás *et al*. (1988), Smith (1991), Thompson (2003), and McEachran Fechhelm (2005), and added with the new data of the present paper. The key does not include *Collyb drachme* Snyder, 1904, reported from Cuba by Claro and Parenti (2001), probably a misidentification wit *Brama* species; *C. drachme* is a synonym of the tropical Indo-Pacific *Brama orcini* Cuvier, 1831 (Mea 1972; Mundy, 2005).

1a. Dorsal and anal fins broadly expanded, no scales along rays of these fins; median fins can be depressed i sheathed groove formed by modified scales ..... (
1b. Dorsal and anal fins not broadly expanded, scales along at least part of the length of the rays; no modified sheath base of median fins ..... (
2a. Anterior dorsal and anal fin rays thickened; modified sheath at dorsal fin base extends forward onto snout. .... *Pteraclis* (
2b. Anterior dorsal and anal fin rays similar with no distinct thickening; modified sheath not extended forward beyc dorsal fin insertion ..... *Pterycombus* (
3a. Branchiostegal rays 7; dorsal fin origin before eye ..... *Pteraclis aesticola* (Jordan & Snyder, 1901), FIG
3b. Branchiostegal rays 8; dorsal fin origin above posterior half of eye. *Pteraclis carolinus* Valenciennes, 1833, FIG
4a. Small specimens (ca. 100 mm) with longest dorsal and anal rays shorter than half SL; lateral line absent in adults ..... *Pterycombus petersii* (Hilgendorf, 1878), FIG
4b. Small specimens (ca. 100 mm) with longest dorsal and anal rays longer than half SL; lateral line present in adults ..... *Pterycombus brama* Fries, 1837, FIG
5a. Transverse precaudal grooves well developed ..... (
5b. Transverse precaudal grooves absent..... (
6a. Body rounded, depth 48 to 61% of SL; snout blunt; pelvic fins short, 7 to 9% of SL .... *Taractichthys longipinnis* (Lowe, 1843), FIGS. 17 and 18 A-
6b. Body more elongate, depth 36 to 45% of SL; snout pointed; pelvic fins longer, 13 to 19% of SL ..... *Taractes* (
7a. Caudal peduncle with prominent lateral keel ..... *Taractes rubescens* (Jordan & Evermann, 1887), FIC
7b. Caudal peduncle smooth, without lateral keel ..... *Taractes asper* Lowe, 1843, FIG

2009

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25

8a. Isthmus exposed, mandibles not touching along entire length; scales from a keel along ventral midline of belly; posterior border of caudal fin usually white ..... *Eumegistus brevorti* (Poey, 1860), FIG 2.

8b. Isthmus usually not exposed, mandibles touching along entire length; scales do not form a keel along ventral midline of belly; posterior border of caudal fin black..... *Brama* (9).

9a. Pectoral fins relatively high on body; scales in horizontal series 50–54, from the uppermost point of gill opening to base of midcaudal rays; depth of body less than 13.5% of SL; pelvic fin less than 25% of SL..... ..... *Brama caribbea* Mead, 1972, FIG 19.

9b. Pectoral fins relatively high* on body; scales in horizontal series 57–65, from the uppermost point of gill opening to base of midcaudal rays; depth of body less than 13.5% of SL; pelvic fin greater than 25% of SL..... ..... *Brama dussumieri* Cuvier, 1831, FIG 20.

9c. Pectoral fins relatively low on body; scales in horizontal series 70–80, from the uppermost point of gill opening to base of midcaudal rays; depth of body greater than 13.5% of SL; pelvic fin less than 25% of SL..... .....*Brama brama* Bonaterre, 1788, FIG 21.

* Despite Mead´s statement (1972) that the pectoral fins of this species are "relatively low on body", we observed in preserved specimens that this fin is located relatively high on body when compared to *Brama brama* and only slightly lower than in *Brama caribbea*. Omori *et al.* (1997) present a picture of this species (figure 1) that supports the above observation.

Acknowledgements

The authors thank Bruce Mundy with the NOAA and Ivan Sazima for their extremely valuable review, comments and suggestions; Bruno Giffoni with the TAMAR for his highly valuable fishery suggestions; Fabiola A. Defacio for her expertise and dedicate work with the analytical digital precision scale; Robert H. Robins with the University of Florida for his data and comments about the juvenile *Taractichthys* from the Bahamas; Stuart Joseph Arceneaux with the NMFS Pacific Islands Region Observer Program, Honolulu, Hawaii, for the Pacific species pictures and data; Marcos S. Tavares for his comments about the oplopherid shrimp; Domingos (Atoa) Dantas de Carvalho, Renildo Dantas de Carvalho and Adriano de Jesus Santos, captain and crew of the TAMAR vessel; Pedro Mariano Monteiro de Barros Cordeiro, with the TAMAR, for his superb pictures; Sergio de Azevedo Vinhes, Gustavo Rodamilans de Macedo, both also with the TAMAR, for their help in the field; Neca Marcovaldi and Eliane M. Pinto for their support; Teodoro Vaske for his help with the cephalopods, in the laboratory, and for his expertise on dealing with the deep-sea fauna; Irene A. Cardoso and Marcos S. Tavares, for their help in identifying the crustaceans; Andressa P. dos Santos for her help in identifying the myctophid *Diaphus garmani*; and José Lima de Figueiredo, Otto B. Gadig, and Naércio Menezes, for their support and advice. We also thank the editor and anonymous referees for their suggestions and critical comments on the manuscript, and, *in memoriam*, the late Dr. Bruce Thompson for his support and advice, to whom this paper is dedicated.

References

Atlantic States Marine Fisheries Commission (2003) *Circle Hook Definition and Research Issues*, Special Report No. 77, Washington, D.C., 28 pp.

Bunkley-Williams, L. & Williams, E.H., Jr. (2004) New Locality, Depth, and Size Records and Species Character Modifications of Some Caribbean Deep-Reef/Shallow Slope Fishes and a New Host and Locality Record for the Chimaera Cestodarian. *Caribbean Journal of Science,* Vol. 40, No. 1, 88–119, 2004.

Claro, R. & Parenti, L.R. (2001) The Marine Ichthyofauna of Cuba, *In*: Claro, R., Lindeman, K.C. & Parenti, L.R. (eds.) *Ecology of the Marine Fishes of Cuba*: 48. Smithsonian Institution Press, Washington, 253 p.

Figueiredo, J.L., Santos, A.P., Yamaguti, N., Bernardes, R.A. & Rossi-Womgtschowski, C.L.D.B. (2002) *Peixes da Zona Econômica Exclusiva da Região Sudeste-Sul do Brasil; levantamento com rede de meia água.* Editora da Universidade de São Paulo. 242 p.

Haedrich, R.L. (1986) Bramidae. *In:* Whitehead, P.J.P., Bauchot, M.-L., Hureau, J.-C., Nielsen, J. & Tortonese, E. (Eds.), *Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean,* UNESCO, Paris, 1473 p. Volume II, 847–853.

Hernández-Hamón, H., Nunes, R.S. & Acero, P.A. (1999) *Eumegistus brevorti* (Poey) (Perciformes: Bramidae) in

Flags Reduce Sea Turtle Nest Predation by Foxes in NE Brazil

Guilherme O. Longo[1], Fernando D. Pazeto[2], João A. G. de Abreu[2] & Sergio R. Floeter[1]

[1]Laboratório de Biogeografia e Macroecologia Marinha, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Ecologia e Zoologia, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina, Brazil (E-mail: golerme@yahoo.com.br; floeter@ccb.ufsc.br); [2]Projeto TAMAR ICMBio, Bahia, Brazil (E-mail: pazeto@tamar.org.br; joao.artur@tamar.org.br)

The north coast of Bahia state is one of the principle reproductive sites for loggerhead (*Caretta caretta*), hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in Brazil (Marcovaldi & Laurent 1996). In this region, nearly 200 km of beach from the city of Salvador to the border with Sergipe are patrolled by staff of Projeto TAMAR (Brazilian National Sea Turtle Conservation Program), resulting in the protection of all nests during egg incubation.

In Mangue Seco beach, starting in the 2005/2006 nesting season, emphasis has been placed on protecting nests in situ by leaving them in their original locations, rather than relocating most to open-air hatcheries, which had been the main strategy up until then. For in situ incubation, all freshly laid nests were verified and had wire panel grids (metal rounded by plastic) placed 5-10 cm below the surface of the sand and above the nest cavity. The mesh size was large enough to allow hatchlings to pass through it during their emergence from the nest (Marcovaldi & Laurent 1996; Marcovaldi & Marcovaldi 1999). However, starting in 2005/2006, there was a substantial increase in the predation rate of incubating eggs, despite the use of the wire panels. The main predator was identified as the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*), based on direct observation, bibliographic research and foot-print identification (Fig. 1).

One of the different management actions to reduce nest predation that was considered is predator removal (Barthon & Roth 2006; Meier & Varnham 2004; O'Toole 2003; Ratnaswamy & Warren 1998; Woolard et al. 2004; Yerli et al. 1997; Zeppellini et al. 2007). However, given the possible cascade effects of removal or eradication programs, as well as ethical and legal implications, this option was not pursued. As an alternative, we investigated the use of flags over the nests as a possible deterrent to foxes. We used flags made from 1.20 m wooden sticks with 50 x 80 cm resistant textile. On some flags, we also attached a metal rattle, to check if adding sound to the flags would increase their predator avoidance effectiveness (Fig. 2).

Following an analysis of predation rates in different areas of Mangue Seco, we selected an extension of 19 km of beach to analyze nest predation events and to test the effectiveness of the flags to reduce predation rates. During the 2007/2008 nesting season, from September to March, the beach was patrolled daily and all nests were registered. The study area contains permanent post markers placed at 1 km intervals along the beach and were used to record nest site positions and to guide the flag use.

Three different treatments were used to protect the nests: grid (G), grid and flag (GF), grid and flag with rattle (GFR), and applied independently to nests laid between the kilometers, following this sequence described above. This standardized placement strategy helped avoid concentrating a particular treatment in particular areas of the study beach. Nests protected only with grids were considered as control nests in the study.

A total of 635 nests were recorded in the study area: 388 olive ridley nests, 97 loggerhead nests, 3 hawksbill nests, and 147 non-identified nests. Fox predation was observed in 145 nests (22.8%), of which 66 (45.5%) were olive ridley nests, 65 (44.8%) were non-identified nests, 13 (9.0%) were loggerhead nests and 1 hawksbill nest. Predation rates indicate no clear preference for nests of a particular sea turtle species, which is consistent with the opportunistic foraging behavior of crab-eating foxes (Berta 1982, Michalski et al. 2006).

Eighty-eight nests were predated before monitors could set protection of any kind, comprising 62.07% of all instances of nests with animal predation. Two nests were harvested for human consumption before protection, and were excluded from animal predation analyses (Table 1). Furthermore, of the 545 nests that received some kind of protection, 57 (10.4%) were predated, of which 44 (77.2%) were protected with only a grid (Table 1).

A significant difference was observed between the rate of predation of nests protected with grids alone vs. nests with grids



Figure 1. *Cerdocyon thous* footprints and one individual found as road-kill near the study area.

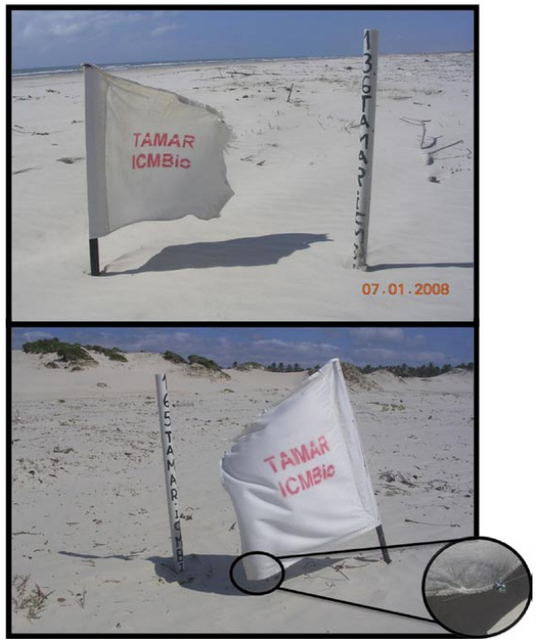


Figure 2. Flags used to reduce nest predation by wild dogs in northeastern Brazil. Upper flag does not contain rattles in contrast of the lower, in which the small circle indicates the rattles in detail.

and flags ($x^2 = 25.98$, d.f. = 1, $p < 0.001$), and also between nests protected by grid alone vs. those protected with grids and flags with a rattle ($x^2 = 17.65$, d.f. = 1, $p < 0.001$). This indicates the flag protection effectiveness as a good method to reduce nest predation when compared to the grid itself. However there was no significant difference in rate of predation between nests protected by flags with or without a rattle ($x^2 = 0.11$, d.f. = 1, $p > 0.05$). Thus, it appears that the rattle did not increase the efficiency of the flags to deter predation. Overall, 324 nests were protected with grids and flags (with or without rattle), and the rate of predation of this group was 3.95%, which was significantly lower than 24% predation rate for nests protected by grids alone ($x^2 = 37.52$, d.f. = 1, $p < 0.001$).

We suggest that flags are a simple and low cost solution to reduce sea turtle nest predation by foxes in northern Bahia. It may be the case that constant coastal winds, typical of northern Bahia, may contribute to the effectiveness of the flags, and flags may be less a less effective deterrent in other areas. There is also the possibility that over time, foxes may habituate to the flags and even begin to associate flags with a food source, as has been observed in the Mediterranean (Yerli et al. 1997). However, Tubberville & Burke (1994) tested whether flag markers attracted mammalian predators of fresh water turtle nests, and found that predators did not develop an association between flags and food availability. Tubberville & Burke (1994) also recommended alternating between different kinds of markers, to reduce the likelihood that mammalian predators may associate certain markers with turtle

Treatment	Successfully Hatched	Animal Predation	Other	Total
Grid	169 (78.2%)	44 (20.4%)	3	216
Grid/Flag (GF)	182 (94.3%)	7 (3.6%)	4	193
Grid/Flag/ Rattle (GFR)	129 (94.9%)	6 (4.4%)	1	136
Total	480 (88%)	57 (10.5%)	8	545
Flagged Nests (GF&GFR)	311 (94.5%)	13 (3.9%)	3	327
Predated before protection	n/a	88	2	90

Table 1. Nest protection strategies and numbers of nests predated and successfully hatched. Nests initially marked and subsequently lost (through tidal erosion, human predation, or other reasons) are grouped in the Other column.

nests. Overall, we recommend that long term research is needed to properly address these issues.

Previously suggested methods for reducing mammalian predation of sea turtle nests include predator removal, either by trapping, using poisons or chemical repellents, and relocation of nests out of reach of predators. There are ethical and ecological implications associated with these strategies (Barthon & Roth 2006; Bouchard & Bjorndal 2000; O'Toole 2003; Ratnaswamy & Warren 1998), not to mention legal hurdles: the crab eating fox is a is a natural predator in northern Bahia, not an exotic or introduced predator; this would make it difficult to get legal permission to remove it from coastal habitats.

In terms of ecological implications of predator removal from our study area, the crab eating fox is a generalist and opportunistic hunter, preying specially on small mammals, birds, invertebrates and fruits (Berta 1982). Its removal may have various impacts on the local environment, including reduction of seed dispersion, changes in nutrient flux and also impacts on the abundance of other sea turtle predators, such as crabs (Ratnaswamy & Warren 1998). Also, information is lacking on the abundance trends of this fox and its population dynamics with our study area, thus complicating the design of an effective removal strategy that would not extirpate the local population.

In terms of using nest relocation to reduce predation rates, while the use of hatcheries is accepted as a positive conservation strategy in some cases, and can be an important tool for environmental education (Marcovaldi & Marcovaldi 1999), they can alter hatchling sex ratios, decrease nest hatch success, and reduce the transport of nutrients from natural sea turtle nests into sandy dune environments (Morreale et al. 1982, Bouchard & Bjorndal 2000).

Our results suggests that placing flags next to sea turtle nests helps reduce nest predation and obviates the need to use more drastic predator control measures. Indeed, using flags is simple and relatively economical. We plan to investigate in the near future whether it is necessary to use grids for sea turtle nest protection, or if flags are sufficient to keep foxes from damaging nests.

Acknowledgments: We thank the Projeto Tamar field team at Sítio do Conde station, especially: Pêta, Pépe, Raimundo, Carlinhos and Beca for daily surveys efforts and making the flags. Matthew H. Godfrey, Paulo Simões-Lopes, Juçara Wanderlinde and Tânia Castellani helped read earlier drafts. The idea to use flags to deter nest predators came from Pêta, one of Projeto Tamar's employees from the local community, and to whom we are grateful. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio, is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras.

BARTON, B. T. & J.D. ROTH, 2006. Racoon removal on sea turtles nesting beaches. Journal of Wildlife Management. 714: 1234-1237.

BERTA A. 1982. *Cerdocyon thous*. Mammalian Species 186: 1-4.

BOUCHARD, S.S. & K.A. BJORNDAL, 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and Energy from marine to terrestrial ecosystems. Ecology 81: 2305-2313.

MARCOVALDI, M.Â. & A. LAURENT. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation & Biology 2: 55-59.

MARCOVALDI, M. Â. & G.G. MARCOVALDI, 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35-41.

MEIER, G.G. & K. VARNHAM, 2004. Rat eradication as part of a green turtle (*Chelonia mydas*) conservation programme in Indonesia. Marine Turtle Newsletter 106: 1-12.

MICHALSKI, F., P.G. CRAWSHAW, T.G. DE OLIVEIRA & M.E. FABIAN. 2006. Notes on home range and habitat use of three small carnivore species in a disturbed vegetation mosaic of southeastern Brazil. Mammalia 70: 52–57.

MORREALE, S.J., G.J. RUIZ, J.R. SPOTILA AND E.A. STANDORA.1982. Temperature dependent sex determination: current practices threaten conservation of sea turtles. Science 216:1245 1247.

O´TOOLE, T. 2003. Protecting sea turtle nests from raccoon depredation at Sebastian Inlet State Park. In: Pilcher, N.J. (Comp.). Proceedings of the 23rd Annual Symposium on Sea Turtle Biology & Conservation, NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-536, pp. 88-89.

RATNASWAMY, M.J. & R.J. WARREN. 1998. Removing raccoons to protect sea turtle nests: are there implications for ecosystem management? Wildlife Society Bulletin 26: 846-850.

TUBERVILLE, T.D. & V.J. BURKE. 1994. Do flag markers attract turtle nest predators? Journal of Herpetology 28: 514-516.

WOOLARD, J., R.M. ENGEMAN, H.T. SMITH & J. GRINER. 2004. Cheloniidae (Marine turtle) nest predation. Herpetological Review 35: 379-380.

YERLI, S., A.F. CANBOLAT, L.J. BROWN & D.W. MACDONALD. 1997. Mesh grids protect loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nests from red fox (*Vulpes vulpes*) predation. Biological Conservation 82: 109-111.

ZEPPELINI, D., R. MASCARENHAS & G.G. MEIER. 2007. Rat eradication as part of a hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) conservation program in an urban area in Cabedelo, Paraíba State, Brazil. Marine Turtle Newsletter 117: 5-7.

Provided for non-commercial research and education use.
Not for reproduction, distribution or commercial use.



This article appeared in a journal published by Elsevier. The attached copy is furnished to the author for internal non-commercial research and education use, including for instruction at the authors institution and sharing with colleagues.

Other uses, including reproduction and distribution, or selling or licensing copies, or posting to personal, institutional or third party websites are prohibited.

In most cases authors are permitted to post their version of the article (e.g. in Word or Tex form) to their personal website or institutional repository. Authors requiring further information regarding Elsevier's archiving and manuscript policies are encouraged to visit:

http://www.elsevier.com/copyright

Author's personal copy

Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 378 (2009) 31–39

Contents lists available at ScienceDirect

Journal of Experimental Marine Biology and Ecology

journal homepage: www.elsevier.com/locate/jembe

Insights on leatherback turtle movements and high use areas in the Southwest Atlantic Ocean

Milagros López-Mendilaharsu [a,b,*], Carlos F.D. Rocha [a], Philip Miller [c], Andrés Domingo [d], Laura Prosdocimi [e]

[a] Programa de Pos-Graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, IBRAG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier 524, 20550-013, Maracanã, RJ, Brazil
[b] Karumbé, Giannattasio, Km. 30.500, El Pinar, Canelones, 15008, Uruguay
[c] Centro de Investigación y Conservación Marina, Giannattasio, km. 30.500, El Pinar, Canelones, 15008, Uruguay
[d] Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Recursos Pelágicos, Constituyente 1497, Montevideo, 11200, Uruguay
[e] Laboratorio de Genética de Poblaciones, Dpto. Ecología, Genética y Evolución, Universidad de Buenos Aires, Argentina

ARTICLE INFO

Article history:
Received 27 January 2009
Received in revised form 3 July 2009
Accepted 7 July 2009

Keywords:
Dermochelys coriacea
Dive depth
Dive duration
Foraging grounds
High use areas
Marine turtles

ABSTRACT

Leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea*, undertake broad oceanic movements while traveling between breeding and foraging areas. While satellite telemetry has been used to investigate long-term movements and diving patterns of leatherback turtles around the world, behavioral information for this species in the South Atlantic Ocean is limited. Here we present the first data on movements, habitat use and diving behavior of leatherback turtles in the Southwest Atlantic Ocean (SWA). Four leatherback turtles (two females, one male and one subadult) were fitted with satellite relayed data loggers (SRDL) in 2005 and 2006 after being incidentally captured by industrial (high seas pelagic longlines) and artisanal (coastal bottom-set gillnets) Uruguayan fisheries. Turtles tended to remain in the western side of the South Atlantic Ocean where specific areas were frequented, in one instance showing a round-trip migration between temperate and tropical waters. Previously unidentified high use areas were recognized along continental shelf and break waters in the SWA, both in temperate and tropical regions. Leatherback turtles exhibited seasonal migration patterns and displayed marked changes in diving behavior between high use areas. Furthermore, our results highlight the importance of the Rio de la Plata estuary as a key foraging area for *D. coriacea* in the SWA which should be considered a central focus of attention for future research and conservation efforts.
© 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

The Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, is a cosmopolitan species that spends most of its life in the open ocean, occurring throughout tropical, temperate and polar oceans of the world (Pritchard, 1973; James et al., 2006a). They are specialized predators of gelatinous zooplankton such as coelenterates (class Scyphozoa, and Siphonophora) and pelagic tunicates such as pyrosomas and salps (Davenport, 1998; James and Herman, 2001; Estrades et al., 2007; Witt et al., 2007). Hence, their diving behavior can display spatial and temporal variations, which is affected not only by environmental factors but also by the local availability and vertical distribution of prey species (Hays et al., 2004a; Sale et al., 2006; Luschi et al., 2006). This preference for patchily distributed pelagic prey causes this species to travel over large regions in search of macrozooplankton (Hays et al., 2004b; Sale et al., 2006).

Leatherback turtle's movements may be strongly influenced by oceanographic features such as frontal zones which are commonly found where currents converge or along their margins, producing different behaviors such as large scale straight displacements or tortuous routes over small areas (Ferraroli et al., 2004; Hays et al., 2006; Luschi et al., 2006). Leatherback turtles globally undertake long-distance migrations over thousands of kilometers (Benson et al., 2007). Satellite transmitter data from post-nesting leatherback turtles revealed divergent migratory behaviors between ocean basins. For instance, it has been suggested that post-nesting Atlantic leatherbacks disperse widely throughout North Atlantic waters and demonstrate inter-individual behavioral variation (Ferraroli et al., 2004; Hays et al 2004b; Eckert, 2006), whereas post-nesting females departing from the Eastern Pacific share the same directional heading within a persistent migration corridor towards general high seas habitats in the eastern tropical and South Pacific (Morreale et al., 1996; Shillinger et al., 2008).

Reproductively active adults converge on natal tropical and subtropical coastal habitats to breed and nest (Miller 1997).The main nesting areas for *D. coriacea* in the Atlantic, are located in north-eastern South America (i.e., French Guiana and Suriname) and

* Corresponding author. Programa de Pos-Graduação em Ecologia e Evolução, Departamento de Ecologia, IBRAG, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier 524, 20550-013, Maracanã, RJ, Brazil. Tel.: +55 21 9162 3882.
E-mail address: milagroslm@gmail.com (M. López-Mendilaharsu).

0022-0981/$ – see front matter © 2009 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.jembe.2009.07.010

Author's personal copy

Trinidad (Eckert, 2006; Fossette et al., 2008) and in western Central Africa (i.e., Gabon and Congo) (Fretey, 2001; Fossette et al., 2008). In the Southwest Atlantic (SWA), leatherback nesting is restricted to the northern coast of the state of Espírito Santo (Brazil) (referred to as ES from this point foward) where a small number (<20) of leatherback females nest every season (Thomé et al., 2007). Also, leatherbacks tagged while nesting in Gabon (Africa) have been recovered along the SWA (as a result of incidental capture in fisheries and stranding events) documenting the first link between these two areas located on either sides of the Atlantic Ocean (Billes et al., 2006).

The incidental killing of leatherbacks by commercial fisheries and the unsustainable egg harvest have been implicated in the dramatic decline at major leatherback nesting beaches, mainly in the Pacific Ocean (Chan and Liew 1996; Spotila et al., 2000; Sarti Martínez et al., 2007). Following the global population decline over the past 2 decades, the leatherback turtle is currently listed as Critically Endangered on the World Conservation Union Red List 2007 (IUCN, 2007). Although nesting trends in the Atlantic are stable or even increasing (NOAA, 2007) there is a high level of bycatch occurring in interesting habitats in the Guianas, Trinidad and Gabon (Turtle Expert Working Group, 2007) as well as in the oceanic environment (Domingo et al., 2006; Carranza et al., 2006, Giffoni et al., 2008). Spatially limited estimates of population size and distribution and the lack of long term monitoring on some index beaches (Fossette et al., 2008), makes it very difficult to assess the global status of leatherback populations.

Understanding the movement of endangered species throughout their range is important for species conservation. Over the past 2 decades the use of satellite telemetry has delineated foraging areas and also provided valuable information regarding wide-range migrations of leatherbacks into oceanic and coastal waters (James et al., 2005b; Hays et al., 2006; Eckert, 2006; Doyle et al., 2008) however, information on leatherback movements in the SWA remains limited.

The aims of this study are to document the movements, identify high use areas and analyze the diving behavior of individuals of *D. coriacea* in the SWA using satellite relayed location and dive information.

2. Materials and methods

Four leatherback turtles, two adult females, one adult male and one sub-adult of undetermined sex were fitted with satellite tags (Satellite Relay Data Loggers, SRDLs, manufactured by the Sea Mammal Research Unit, St Andrews, UK) along the SWA (see Table 1 for details). Three of the tags were deployed by on-board scientific observers (Programa Nacional de Observadores Abordo de la Flota Atunera-PNOFA, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, DINARA, Uruguay) on leatherbacks incidentally captured during pelagic longline fishing operations targeting swordfish, tunas and sharks in the SWA. The turtles were entangled on the mainline and branch lines of the fishing gear. The fourth tag was deployed on an adult female that was brought to the beach after incidental capture in an artisanal bottom-set gillnet in the Rio de la Plata (RP) estuary, Uruguay (Table 1).

Captured individuals were measured, sexed and equipped with a satellite tag, and conventional flipper tags. Those with a curved carapace length (CCL) greater than 145 cm were assumed to be sexually mature adults (following Eckert, 2002).

Two types of harnesses were used to attach the SRDLs to the leatherback turtles' carapace. An elastic harness system made of tubular nylon webbing filled with rubber cords and covered with polyvinyl tubing was used to attach the tag to turtle T1 whereas harnesses made of non-elastic nylon webbing straps covered with polyvinyl tubing and a silicone/elastic flexible tubing ring, which incorporated corrodible steel links to ensure release were used for turtles T2, T3 and T4. The SRDLs of turtles T2, T3 and T4 were coated with antifouling paint to reduce bio-fouling.

Satellite transmitters were located with the Argos system (http://www.argosinc.com). Argos locations are assigned to different accuracy classes, called the location class (LC). Location classes 3, 2, 1, 0 are categorized to lie within 150 m, 150–350 m or 350–1000 m, >1000 m respectively of the tag's true position, while locations classes A and B have no location error estimate (ARGOS UsMO, 2007). Routes were reconstructed using LC 1–3 positions and filtered Argos positions (LC 0, A and B) based on a maximum rate of travel of 5 km/h, which is consistent with 99% of rates of travel calculated for this species (James et al., 2005a).

Dive data were analysed and compressed onboard the SRDL and maximum depth and duration of each dive relayed via Argos (Myers et al., 2006). Dive events were considered when leatherbacks dived deeper than 2 m and ≥30 s. Dives were distinguished as deep or shallow when greater than or less than 10 m, respectively. In addition to providing location data and dive information, the SRDL also relayed temperature data recorded at various depths through a conductivity–temperature–depth sensor (see McMahon and Hays, 2006). When temperature data were not available from the SRDLs, data were downloaded and analysed in the Satellite Tracking and Analysis Tool (STAT; Coyne and Godley, 2005) which provided information about sea surface temperatures associated with turtles' locations.

GIS software (ArcGis 9.3, Environmental Systems Research Institute, Inc.) was used to plot leatherback turtle movements and analyze the overall spatial use. To identify leatherbacks' high use areas a grid composed of 0.5 × 0.5 cells was overlaid with the study region. A single best daily position for each turtle was used to calculate the total time (days) spent by the turtles in each cell. High use areas (HUAs) for leatherback turtles were indicated by >5 geographic positions (days) within a single cell. The 200 m isobath was used to distinguish continental shelf waters from oceanic waters. The seasons were defined as follows: summer (January–March), fall (April–June), winter (July–September) and spring (October–December). Data on individual dives were used to examine spatial patterns in depth utilisation and dive duration. Student's *t* test was used to analyze differences in diving behavior (i.e., mean dive depth and duration) of leatherbacks along the identified HUAs.

3. Results

3.1. General migratory paths

The movements and behavior of four leatherback sea turtles (*D. coriacea*) were monitored for 383 ± 172 days (range: 237–631 days), during which time they travelled from 6178 to 21,203 km (Table 1). Turtles remained exclusively in the western side of the

Table 1
Summary information for leatherback turtles *D. coriacea* ($n = 4$) equipped with satellite tags along the SW Atlantic, from June 2005 to July 2008.

Turtle ID	Length CCL (cm)	Sex	Tag type	Release location (coordinates)	Date deployed	Last location	Days tracked	Minimum distance traveled (km)
T1	148.0	Female	SRDL	HS (29.5°S, 41.7°W)	15/06/2005	24/04/2006	313	8968
T2	159.0	Male	SRDL	HS (28.3°S, 44.0°W)	31/07/2006	25/03/2007	237	6761
T3	126.0	Unknown	SRDL	HS (28.2°S, 44.3°W)	14/08/2006	29/07/2007	349	6178
T4	155.5	Female	SRDL	RP (34.7°S, 56.7°W)	29/10/2006	21/07/2008	631	21,203

CCL, Curve carapace length (cm); SRDL, Satellite Relayed Data Loggers; HS, High Seas; RP, Rio de la Plata Estuary (Uruguay).

Author's personal copy

South Atlantic and most of them (with the exception of turtle T1) spent the majority of their time (71%, 56%, and 75% for T2, T3, T4, respectively) over the continental shelf (Fig. 1). None of leatherbacks tracked in this study ventured into the North Atlantic Ocean.

The turtles showed diverse movement patterns. Turtle T1 (a mature female) performed a long distance migration throughout oceanic waters heading NE for 165 days, and then turned around with a SW heading, not remaining at any specific area during the tracking period. Regular transmissions diminished from February to March but resumed during the last month of the tracking period when she arrived near the Rio de la Plata (RP) estuary off Uruguay (Fig. 1). Turtle T3 (a sub-adult) remained within Brazilian oceanic and continental shelf waters off the states of Santa Catarina, Paraná, São Paulo and Rio de Janeiro (~23–29°S) throughout their tracking duration, performing tortuous paths (Fig. 1). Turtle T2 (a mature male) quickly left the area where he was tagged and moved northward to tropical waters off the state of Espírito Santo (ES) in Brazil (Fig. 2). After spending 40 days (from the end of August to October 2006) in the proximity of the nesting beaches (range: 50–250 km from the coast) the male started to move southwards, arriving to the RP estuary in December 2006 where he remained until transmission ceased 3 months later (Fig. 2).

After tagged (October 2006) turtle T4 (a mature female) left the RP estuary and moved southwards into oceanic waters (~41–44°S), then performed circuitous loops before she headed back to the RP estuary (Fig. 2). After 13 weeks of residency (February–May, 2007), it left the estuary again and migrated north towards Brazilian shelf waters off the state of Rio de Janeiro (RJ) were she spent 3 weeks at the end of July. Then the turtle moved close to Espírito Santo nesting beaches but after a few days headed back towards high latitudes, arriving into waters of the RP estuary during the summer (January 2008). After spending 18 weeks in the estuary, she headed north towards tropical waters before transmissions ceased (Fig. 2).

3.2. High use areas

Most of the HUAs identified for the leatherback turtles in the present study were located over the continental shelf and slope within jurisdictional waters of Brazil, Uruguay and Argentina. The Rio de la Plata area was the most intensively used area when all turtles' satellite tracks were considered (Fig. 3). Long term residency of leatherback turtles in the RP estuary was observed for T2 and T4 which spent 121 days (51%) and 250 days (40%) of their respective total tracking durations in the RP estuary.

Other HUAs were recognized at lower latitudes within Brazilian waters, on areas adjacent to nesting beaches off the state of Espírito

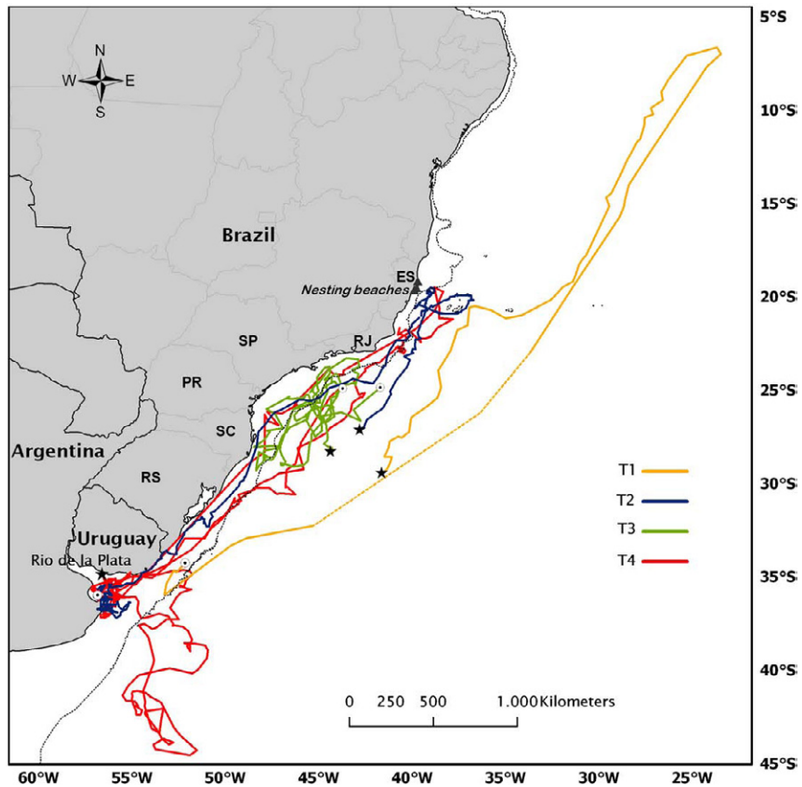


Fig. 1. The complete track of four leatherback turtles, satellite-tagged in the Southwest Atlantic Ocean. Tag deployment location is indicated by a filled symbol and last transmission location by a white circle. Bathymetric contour (dashed line = 200 m) shows turtles T2 (mature male), T3 (subadult) and T4 (mature female) spent the majority of their time over the continental shelf and break. On the contrary, Turtle T1 (mature female) remained in oceanic waters, venturing into shallower waters on the continental shelf at the end of the journey.

Author's personal copy

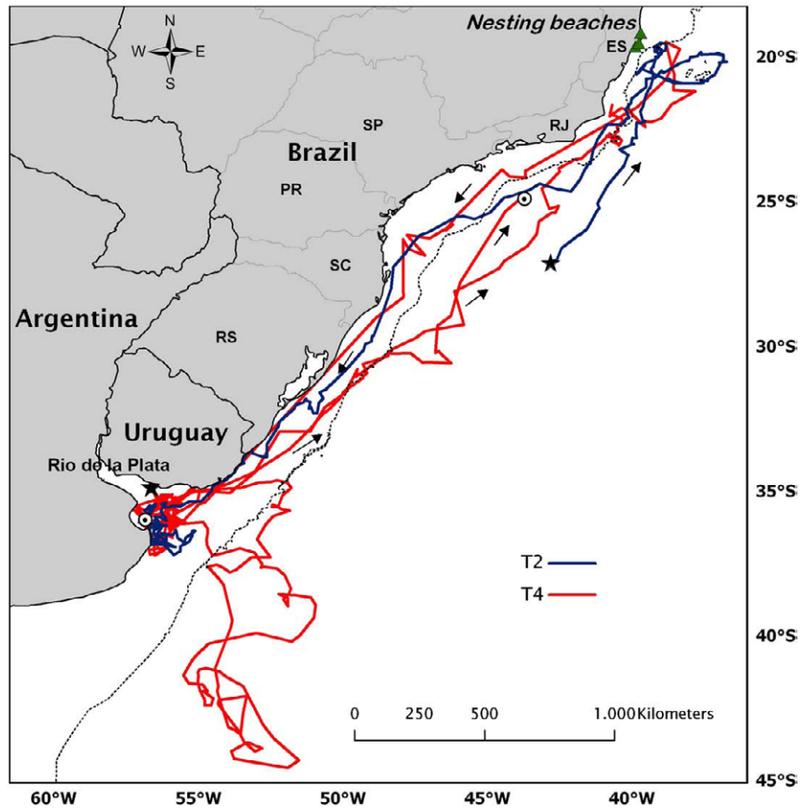


Fig. 2. Migratory paths performed by two individuals of *D. coriacea*, T2 (mature male) and T4 (mature female), monitored along the SW Atlantic Ocean. Northward and southward movements are indicated by arrows.

Santo and along the continental shelf and break of the northern portion of the state of Rio de Janeiro. For turtle T3 (subadult) the HUAs were located close to the continental break and adjacent oceanic waters off the states of São Paulo and Santa Catarina.

3.3. Seasonality of movements

In the present study leatherbacks exhibited seasonal north–south movements. HUAs were located at lower latitudes during winter (T1, T2, T4) and at higher latitudes (RP estuary) during the summer and part of the fall (T2, T4). Except for the immature individual (T3) which remained at mid-latitudes (~23–29°S), in general leatherbacks spent the summer at latitudes higher than 35°S, and during winter they mainly were at latitudes lower than 25°S (Fig. 4).

Turtles T2 and T4 presented a similar seasonal pattern in their long-distance movements (T4, also in two consecutive years), traveling from the HUAs in the RP estuary to those off the states of Rio de Janeiro and Espírito Santo (RJ-ES) mainly in late fall and backwards during spring, although both remained at the HUAs during part of these seasons (Fig. 4). Turtles T2 and T4 arrived at the RP estuary between December and February and remained within the region for up to 18 weeks.

Sea surface temperatures experienced by leatherbacks during the tracking period varied between 12 °C and 28 °C. Water temperature ranged from 18 to 28 °C for T1, 16–24 °C for T2, 20–26 °C for T3 and 12–26 °C for T4. Except for T2 which remained at mid-latitudes, turtles experienced minimum water temperatures at high latitudes in the RP estuary and adjacent waters both in late fall (e.g. T1 and T4) and spring (e.g. T2). Noteworthy, after marked decreases in water temperature (12–15 °C) recorded at the end of May of 2007 and 2008, turtle T4 left the RP estuary and migrated towards lower latitudes.

3.4. Overview of diving activity

Mean and maximum dive depths and durations for each turtle are reported in Table 2. Mean dive depth and mean dive duration recorded for all turtles ranged from 18.4 ± 19.5 m to 66.7 ± 73.6 m and 12.7 ± 11.8 min to 22.3 ± 12.5 min respectively. Turtle T1's mean dive depth was considerably deeper than the others. Turtle T1 also exhibited the longest and deepest dive record among the turtles tracked (Table 2). The dive took place in oceanic waters off the southern coast of Brazil during migration towards high latitudes (see López-Mendilaharsu et al., 2008). For all turtles combined the mean dive depth and mean dive duration were 25 ± 33.5 m and 15.6 ± 13.1 min (n = 5687 dives), respectively.

Ninety-three percent of all dives were to depths less than 70 m and only 16 dives (0.3%) were deeper than 200 m (Table 3).

Author's personal copy

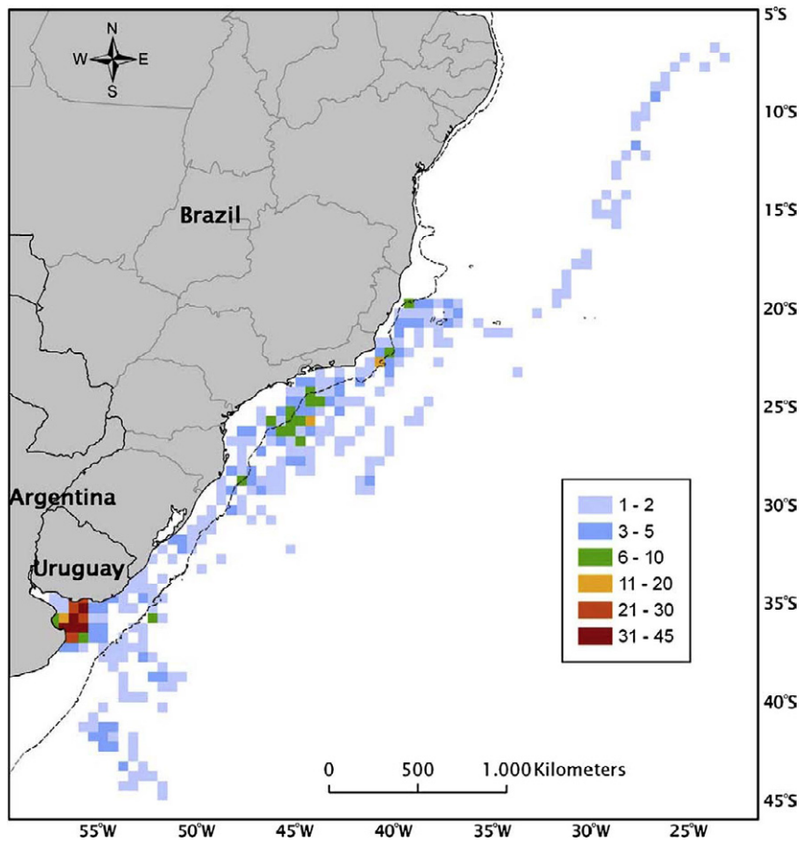


Fig. 3. Habitat utilization by tracked leatherback turtles ($n=4$), using a single daily position, from their respective reconstructed routes. The legend indicates total time (days) turtles spent in each cell ($0.5\times0.5°$). Dashed black line indicates 200 m bathymetric contour.

3.5. Spatial changes in diving behavior

Two months after release turtle T1 started a long distance migration where its dive duration increased from 18.9 ± 6.6 ($n=159$) to 27.5 ± 14.8 min ($n=141$), then close to the end of the tracking period its dive durations became shorter 11 ± 15 min ($n=17$) while it was in continental shelf waters off Uruguay (Fig. 5A). Turtle T2 displayed marked changes across HUAs, with short (mean 5.9 ± 3.5 min; $n=885$) and shallow dives (mean 10.9 ± 4.5 m, $n=885$) along the RP estuary and longer and deeper dives (mean 24.4 ± 14.8 min, $t_{1246}=34.8$, $p<0.001$; mean 39.6 ± 56.5 m, $t_{1246}=14.9$, $p<0.001$; $n=363$) while in tropical HUAs (e.g., Espírito Santo and Rio de Janeiro) (Fig. 5B). For turtle T3, mean dive depth and duration became deeper (from 28.7 ± 24.7 m to 43.5 ± 42.1 m, $t_{987}=-6.9$, $p<0.001$; $n=658$ and $n=331$, respectively) and longer (from 15.2 ± 9.2 m to 27.9 ± 16.5 m, $t_{987}=-15.5$, $p<0.001$; $n=658$ and $n=331$, respectively) towards the end of the tracking period (between May and July 2007) while moving through oceanic waters off the coast of São Paulo, Brazil (Fig. 5C). Turtle T4 changed her diving behavior during the course of the journey as well. Mean dive depth and durations were deeper (mean 24.7 ± 19.3 m; $n=130$) and longer (mean $32.9\pm$

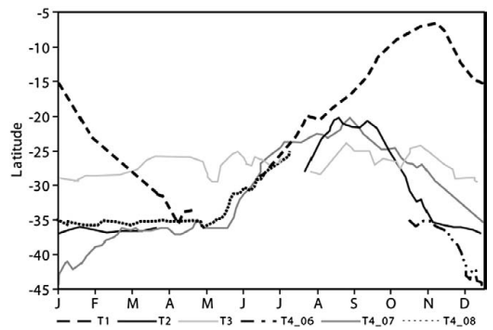


Fig. 4. Latitude versus the months of the year to indicate the leatherbacks' seasonal pattern of movement, In general, leatherbacks spent the summer at higher latitudes (>35°S) and winter months at lower latitudes lower (<25°S), with the exception of the immature individual (T3) which remained at mid-latitudes (~23–29°S), Northern movements begun at the end of May (fall) while southern movements started during spring (November–December). Turtles T1, T2, T3, T4_06 (turtle T4-2006 track), T4_07 (turtle T4-2007 track) and T4_08 (turtle T4-2008 track).

Author's personal copy

Table 2
Diving parameters recorded from the leatherback turtles ($n=4$) tracked by satellite telemetry from June 2005 to May 2008 in the SW Atlantic Ocean (mean ± SD).

Turtle ID	No. of dives recorded	Max. dive depth (m)	Max. dive duration (min)	Mean dive depth (m)	Mean dive duration (min)
T1	317	1186	86.5	66.7 ± 73.6	22.3 ± 12.5
T2	1711	626	49.8	22.5 ± 33.0	12.7 ± 11.8
T3	989	506	61.8	33.6 ± 32.4	19.5 ± 13.5
T4	2624	506	72.5	18.4 ± 19.5	15.2 ± 13.2

Table 3
Frequency (%) of dives performed by each leatherback turtle, *D. coriacea*, at different depth ranges and for all turtles combined, along the Southwest Atlantic Ocean from June 2005 to May 2008.

Turtle ID	0–10 m	>10–30 m	>30–70 m	>70–120 m	>120–200 m	>200 m
T1	11.4	7.6	35.3	43.5	0.9	1.3
T2	40.7	38.7	14.5	5.2	0.5	0.3
T3	19.8	38.8	30.2	9.2	1.6	0.3
T4	38.6	41.7	18.6	0.9	0.1	0.2
All	34.1	38.6	20.2	6.3	0.6	0.3

22.8 min; $n=130$) at low-latitudes near Rio de Janeiro shelf waters compared with those observed during her permanence at the RP estuary in 2007 (mean depth 11.8 ± 4.8 m, $t_{850}=-15.6$, $p<0.001$; mean duration 14 ± 10.6 min, $t_{850}=-14.9$, $p<0.001$; $n=722$) and in 2008 (mean depth 9.9 ± 3.6 m; $t_{617}=16.1$, $p<0.001$; mean duration 7.6 ± 5.7 min; $t_{617}=22.1$, $p<0.001$; $n=489$) (Fig. 5D).

4. Discussion

These satellite tracking data suggest that some leatherback turtles foraging in the SWA remain for periods of up to at least 631 days in this area utilizing similar movement paths up and down along a coastal corridor. Conversely, it has been shown that individuals tracked in the North Atlantic, from temperate foraging areas and tropical nesting beaches, traveled broadly across the ocean and did not migrate to and from northern areas along regular routes (Hays et al., 2004b; Ferraroli et al., 2004; James et al., 2005a,b).

In general, turtles tracked in the present study did not move across different oceanic environments but tended to remain mostly over the continental shelf and break during the entire tracking period (e.g., T2, T3, T4) even while migrating between temperate and tropical areas (e.g., T2 and T4). The transit over the continental shelf may provide cost effective movements (e.g., shorter distance displacement) between the HUAs located over the continental shelf and break of South America. In a study of post-nesting leatherback females from mid-latitude nesting beaches (i.e., Florida, USA), Eckert et al. (2006) noted that the turtles tended to spend a large portion of their time over the continental shelf of North America when moving to high-latitude foraging areas. However, other satellite telemetry studies of leatherbacks in the Atlantic showed that the individuals disperse far from coastal waters after leaving tropical nesting beaches or high-latitude foraging areas, traveling throughout oceanic environments for prolonged periods (Ferraroli et al., 2004; Hays et al., 2006; James et al., 2005a,b; Eckert, 2006; Doyle et al., 2008). Post-nesting females departing from western Pacific beaches also display a variety of migration routes in almost all directions including transoceanic

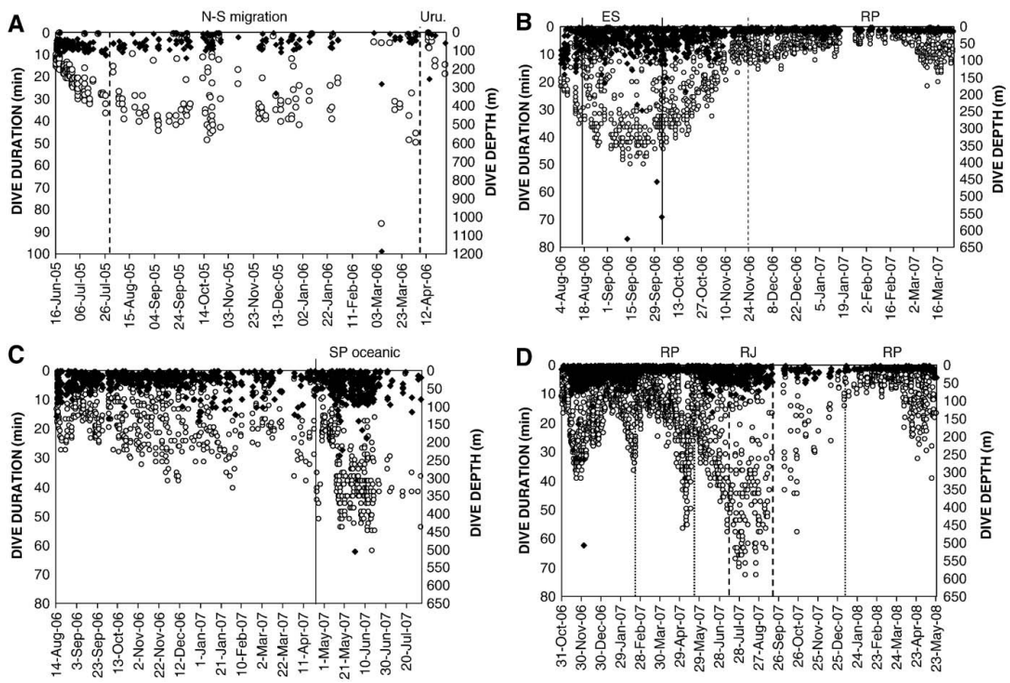


Fig. 5. Seasonal shifts in dive depth (filled symbol) and dive duration (open symbol) of A (turtle T1, a mature female); B (turtle T2, a mature male); C (turtle T3, a subadult); D (turtle T4, a mature female). Data come from individual dive profiles relayed during the tracking period. N–S migration (north–south migration), Uru. (waters off Uruguay), RP (Rio de la Plata estuary), ES (waters off the estate of Espírito Santo), RJ (waters off the estate of Rio de Janeiro), SP Oceanic (Oceanic waters off the estate of São Paulo).

Author's personal copy

movements (Benson et al., 2007). Thus, as suggested in previous studies, migratory destinations of leatherbacks might be related to the timing of prey availability in different regions (Eckert, 2006; Benson et al., 2007) which can result in extensive wandering movements over broad geographic regions or direct movements destined to fixed foraging areas.

It has been noted that leatherbacks may undertake annual north–south migrations between temperate foraging grounds and tropical waters, even during non-breeding years (James et al., 2005b,c). A similar behavior was observed for turtle T1, which moved from the subtropical Atlantic to the equatorial Atlantic, and then into the temperate Atlantic. This also occurred for T4 during the first year, where she approached tropical nesting beaches, and after a few days she headed back south towards the temperate foraging grounds.

The adults encompassed larger spatial migrations and utilized a broader region of the ocean compared to the subadult, which remained in tropical and subtropical waters between latitudes 23 and 29°S. James et al. (2005b) also noted that subadults as well as females during their internesting years encompassed similar spatial migrations between northern foraging grounds and southern tropical waters; however more data on subadult movements in the South Atlantic is needed to draw further conclusions.

Specific regions were frequented by the leatherbacks in the SWA, suggesting high site fidelity, for instance turtle T4 came back to the same area (RP estuary) occupied the previous year. A remarkable fact is that this turtle arrival to the RP was not synchronized every year. The turtle was captured in the area during spring (October, 2006), and then after an excursion to the south she arrived back to the RP estuary during February 2007. The following summer, she entered into waters of the RP estuary on January 2008 directly from the HUA off RJ-ES. This finding documents the first round-trip migration between temperate feeding areas and tropical waters in the SWA. The same behavior has been observed on individuals tracked from foraging grounds off Nova Scotia, Canada where turtles return to broadly the same area (e.g shelf and slope waters off Canada and the north-eastern United States) after performing annual round-trip migrations (James et al., 2005a,b). To the date leatherback tracking results have shown that they seem to maintain fidelity to broad geographic areas (e.g. northeast Atlantic, western Atlantic) (Hays et al., 2006) without evidence for fidelity to specific bays or localized areas (Houghton et al., 2006). However, here we show that leatherbacks can be faithful to a specific area (i.e. the RP estuary) at least during consecutive years.

Our data indicate a trend of residence in high latitudes during summer and fall (e.g., turtles T2 and T4) and migration towards lower latitudes during winter (e.g., turtles T1, T2, T4). For instance, north migrations by T4 in 2007 and 2008 begun right after marked decreases of surface temperatures at the RP estuary in late fall, suggesting that low temperature values (<15 °C) may have triggered the northern migration. This behavior is consistent with the pattern observed for leatherback turtles foraging in the North Atlantic (James et al., 2005a; Hays et al., 2006). In this way, McMahon and Hays (2006) noted that the seasonal occupation of high latitudes is primarily driven by water temperature and suggested that surface waters below 15 °C may represent a thermal constraint on the movements of leatherback turtles.

Leatherback turtles are known to present behavioral plasticity as a result of changes in prey distribution and availability (Hays et al., 2006). In general turtles changed their diving activity depending on the areas frequented, but showed similar trends while staying at regionally specific areas. Individuals in the RP estuary performed shallow and relatively short dives whereas at lower latitudes their dives were comparatively longer and deeper. The RP estuary is characterized by shallow waters (depths<20 m), thus, the turtles were diving close to the bottom. This behavior is consistent with the distribution of one of their main prey species, *Lychnorhiza lucerna* (Scyphozoa) (Estrades et al., 2007). Acoustic data and net samples surveys in the RP estuary (Alvarez-Colombo et al., 2003; Cabreira et al., 2006) showed that some species of scyphozoan medusae (e.g *L. lucerna* and *Chrysaora lactea*) tend to aggregate at the bottom, mostly beneath the halocline (vertical salinity gradient). The convergence of water masses and the resulting strong halocline at the tip of the salt wedge in the RP estuary cause an accumulation and retention of organic matter and plankton where marine species aggregate (Cabreira et al., 2006). Thus, leatherback turtles probably take advantage of the high biological productivity of this system that concentrates large amounts of their preferred prey species, resulting in the observed trend of longer residence at RP estuary by the tracked turtles. The use of temperate coastal waters by leatherbacks including estuarine systems has been noted before (James et al., 2005b; Houghton et al., 2006) however this is the first time that long term residency of leatherbacks within a relatively confined area–the RP estuary–is documented.

It is not clear if the male's deeper and longer dive durations in waters off the nesting beaches may be explained by foraging excursions into deeper waters (allowed by the narrow continental shelf) or by mating attempts (Eckert et al., 1989; Reina et al., 2005). The tracking of leatherback males from foraging grounds in the Northwest Atlantic have revealed that they usually arrive in waters adjacent to nesting colonies before the beginning of nesting season and depart from them during the peak of the nesting activity (James et al., 2005c). The male tracked in the present study showed a similar behavior and timing accordingly to nesting activity of the Espírito Santo nesting colony, as he arrived just before the beginning of the nesting season (August) and departed in October before the nesting peak (November; Thomé et al., 2007). James et al. (2005c) suggested that this behavior would increase the reproductive fitness of males arriving in breeding areas early as they could potentially maximize their expectancy for mating with multiple females before the females' first clutches of eggs are laid.

Although leatherback turtles are known to dive very deeply on a few occasions (Hays et al., 2004b; Doyle et al., 2008), the turtles in this study usually restricted their diving to less than 120 m depth. This behavior corroborates previous long-term telemetry results that also indicate that leatherbacks spend most of their time diving in the epipelagic zone (<200 m) (Hays et al., 2004b). This general shallow water diving, even in oceanic waters, at least partly reflects their requirement to surface and breath meaning that deep aggregations of gelatinous plankton are probably beyond the turtles' routine diving range. This conclusion has been reached by comparing the depth utilisation of leatherbacks with another predator of gelatinous zooplankton the ocean sunfish (*Mola mola*), with the finding that while in the same area the sunfish often spend a lot of time much deeper than leatherbacks (Hays et al., 2009).

Interestingly, turtle T1 performed a remarkably deep dive of 1186 m which lasted 86.5 min, representing the longest dive record for a leatherback turtle so far (López-Mendilaharsu et al., 2008). Estimated aerobic dive limit for leatherback turtles is around 40 min and most of the dives performed by leatherbacks fall within this limit (Bradshaw et al., 2007), so this exceptional dive was most probably anaerobic. It has been suggested that exceptionally deep and long dives appear to play an important role in prey location and assessment of the profitability of staying at a particular area, particularly during migration or extensive periods of transit (James et al., 2006b; Houghton et al., 2008).

Even though the sample size in this study is small, the data provides the first information available on long-term movements of leatherback turtles from the South Atlantic. We believe we were cautious so as not to make broad generalizations, but the fact that all the individuals were tracked for long periods (>7 months) produced interesting and novel observations that further demonstrate that they have great plasticity depending on where they forage and breed.

Here we identify previously unrecognized HUAs along the continental shelf and slope waters of the SWA. The RP estuary and adjacent waters were clearly detected as a HUA due to the large

Author's personal copy

amount of time that two of the turtles spent within this relatively small geographic area. The fact that T4 returned to the RP estuary in two consecutive years (2007 and 2008) supports the importance of this area for leatherback turtles. Future studies should pay special attention to the location of other HUAs along the Brazilian continental shelf and slope waters as the area between Cape Frio (23°S) and Cape Santa Marta Grande (28°45′S) is characterized by local upwelling events (Acha et al., 2004) which can favor the aggregation and abundance of gelatinous prey for leatherbacks (Graham et al., 2001). Although the individuals tracked in this study used heavily the continental shelf area, longline bycatch studies have determined that leatherback turtles also occur on a larger area over the shelf break and oceanic waters of the Southwest Atlantic Ocean throughout the year (Domingo et al., 2006; López-Mendilaharsu et al., 2007; Giffoni et al., 2008). These bycatch studies revealed a high occurrence of leatherback in the area, but their movements and habitat use along oceanic environments off Southern Brazil and Uruguay yet remain unknown.

In summary, based on clear changes in spatial movements (e.g., from almost constant travel to tortuous movements), residency for long periods including remigration in consecutive years, a clear seasonality and changes in diving behavior of leatherback turtles, we recognize that the RP estuary could be described as a costal hotspot for leatherback turtles in the SWA. We highlight the RP estuary and adjacent continental shelf waters as a prey rich spot along the SWA, and therefore potentially supporting high densities of foraging leatherbacks as documented by frequent records of turtles incidentally captured in artisanal and industrial fisheries (Fallabrino et al., 2006; Domingo et al., 2006; Laporta et al., 2006; Miller et al., 2006) and massive stranding events of this species in the area (Anonymous, 2008).

Finally we recommend that key areas targeted by leatherback turtles repeatedly during their migratory cycles, such as those documented in this study, should be considered as important sites to focus future research and conservation efforts.

Acknowledgements

We would like to thank the onboard scientific observers and colleagues from PNOFA-DINARA, the crew and owner of the F/V Torres del Paine, the artisanal fishermen from Kiyú, San José, Uruguay, D. del Bene (PROFAUMA) and our colleagues from Karumbé. Thanks to Z. Di Rienzo for her collaboration in urgently taking one sat tag from Buenos Aires to Montevideo. We also thank T.T. Jones, G.C. Hays, T.K. Doyle, and two anonymous reviewers for helpful comments on this manuscript. Funding was provided by the Convention of Migratory Species, WWF as part of the Trans-Atlantic Leatherback Conservation Initiative and People Trust for Endangered Species, UK. The Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nivel Superior (CAPES) provided a grant to M.L.M. and the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Nos. 307653/2003-0 and 477715/2006-0) and FAPERJ (No. E-26/100.471/2007) provided research grants to C.F.D.R. This research was conducted under license from the Fauna Department-Ministry of Cattle, Agriculture and Fishing of Uruguay. **[RH]**

References

Acha, E.M., Mianzan, H.W., Guerrero, R., Favero, M., Bava, J., 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America. Physical and ecological processes. J. Mar. Syst. 44, 83–105.

Alvarez-Colombo, G., Mianzan, H., Madirolas, A., 2003. Acoustic characterization of gelatinous-plankton aggregations, four case studies from the Argentine continental shelf. ICES J. Mar. Sci. 60, 650–657.

Anonymous 2008. Turtle deaths in Uruguay. IAC Bulletin 6, http://www.iacseaturtle.org/English/boletincit.asp.

ARGOS UsMO July 2007. User manual Available, http://www.argos-system.org/manual/. Accessed 13 June 2008.

Benson, S.R., Dutton, P.H., Hitipeuw, C., Samber, B., Bakarbessy, J., Parker, D., 2007. Post-nesting migrations of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) from Jamursba-Medi, Bird's Head Peninsula, Indonesia. Chelonian Conserv. Biol. 6, 150–154.

Billes, A., Fretey, J., Verhage, B., Huijbregts, B., Giffoni, B., Prosdocimi, L., Albareda, D., Georges, J.Y., Tiwari, M., 2006. First evidence of leatherback movement from Africa to South America. Mar. Turt. Newsl. 111, 13–14.

Bradshaw, C.J.A., McMahon, C.R., Hays, G.C., 2007. Behavioral inference of diving metabolic rate in free-ranging leatherback turtles. Physiol. Biochem. Zool. 80, 209–219.

Cabreira, A.G., Madirolas, A., Alvarez-Colombo, G., Acha, E.M., Mianzan, H.W., 2006. Acoustic study of the Rio de la Plata estuarine front. ICES J. Mar. Sci. 63, 1718–1725.

Carranza, A., Domingo, A., Estrades, A., 2006. Pelagic longlines: a threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. Biol. Conserv. 131, 52–57.

Coyne, M.S., Godley, B.J., 2005. Satellite Tracking and Analysis Tool (STAT): an integrated system for archiving, analyzing and mapping animal tracking data. Mar. Ecol. Prog. Ser. 301, 1–7.

Chan, E.-H., Liew, H.-C., 1996. Decline of the leatherback population in Terrengganu., Malaysia., 1956–1995. Chelonian Conserv. Biol. 2, 196–203.

Davenport, J., 1998. Sustaining endothermy on a diet of cold jelly, energetics of the leatherback turtles *Dermochelys coriacea*. British Herpetol. Soc. Bull. 62, 4–8.

Domingo, A., Bugoni, L., Prosdocimi, L., Miller, P., Laporta, M., Monteiro, D.S., Estrades, A., Albareda, D., 2006. The impact generated by fisheries on Sea Turtles in the Southwestern Atlantic. WWF Progama Marino para Latinoamérica y el Caribe, San José, Costa Rica. (71 pp.)

Doyle, T.K., Houghton, J.D.R., Suilleabhain, P.F., Hobson, V.J., Marnell, F., Davenport, J., Hays, G.C., 2008. Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. Endanger. Species Res. 4, 23–31.

Eckert, S.A., 2002. Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. Mar. Ecol. Prog. Ser. 230, 289–293.

Eckert, S.A., 2006. High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) as identified using satellite telemetered location and dive information. Mar. Biol. 149, 1257–1267.

Eckert, S.A., Eckert, K.L., Ponganis, P., Kooyman, G.L., 1989. Diving and foraging behavior of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). Can. J. Zool. 67, 2834–2840.

Eckert, S.A., Bagley, D., Kubis, S., Ehrhart, L., Johnson, C., Stewart, K., DeFreese, D., 2006. Internesting, post-nesting movements and foraging habitats of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in Florida. Chelonian Conserv. Biol. 5, 239–248.

Estrades, A., López Mendilaharsu, M., Fallabrino, A., 2007. *Dermochelys coriacea* diet. Herpetol. Rev. 38 (3), 330.

Fallabrino, A., Lezama, C., Miller, P., 2006. Incidental capture of a leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) by artisanal fishermen off Valizas., Uruguay. In: Pilcher, N.J. (Ed.), Proc 23rd Annu Symp on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFSSEFSC-536, pp. 212–214.

Ferraroli, S., Georges, J.-Y., Gaspar, P., Maho, Y.L., 2004. Where leatherback turtles meet fisheries. Nature 429, 521–522.

Fossette, S., de Thoisy, B., Kelle, L., Verhage, B., Fretey, J., Georges, J.-Y., 2008. The world's largest leatherback rookeries, conservation and research in French Guiana., Surinam and Gabon. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 356, 69–82.

Fretey, J., 2001. Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic Coast of Africa. CMS Technical Series Publication No. 6.

Giffoni, B., Domingo, A., Sales, G., Niemeyer-Fiedler, F., Miller, P., 2008. Iteracción de tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) con la pesca de palangre pelágico en el Atlántico Sudoccidental: una perspectiva regional para la conservación. Collect. Vol. Sci. Pap.-Int. Comm. Conserv. Atl. Tunas 62, 1861–1870.

Graham, W.M., Pages, F., Hamner, W.M., 2001. A physical context for gelatinous zooplankton aggregations, a review. Hydrobiologia 451, 199–212.

Hays, G.C., Houghton, J.D.R., Isaacs, C., King, R.S., Lloyds, C., Lovell, P., 2004a. First records of oceanic dive profiles for leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, indicate behavioural plasticity associated with long-distance migration. Anim. Behav. 67, 733–743.

Hays, G.C., Houghton, J.D.R., Myers, A.E., 2004b. Pan-Atlantic leatherback turtle movements. Nature 429, 522.

Hays, G.C., Hobson, V.J., Metcalfe, J.D., Righton, D., Sims, D.W., 2006. Flexible foraging movements of leatherback turtles across the North Atlantic Ocean. Ecology 87, 2647–2656.

Hays, G.C., Farquhar, M.R., Luschi, P., Teo, S.L.H., Thys, T.M., 2009. Vertical niche overlap by two ocean giants with similar diets: oceanic sunfish and leatherback turtles. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 370, 134–143.

Houghton, J.D.R., Doyle, T.K., Wilson, M.W., Davenport, J., Hays, G.C., 2006. Jellyfish aggregations and leatherback turtle foraging patterns in a temperate coastal environment. Ecology 87, 1967–1972.

Houghton, J.D.R., Doyle, T.K., Davenport, J., Wilson, R.P., Hays, G.C., 2008. The role of infrequent and extraordinary deep dives in leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). J. Exp. Biol. 211, 2566–2575.

IUCN 2007. IUCN Red List of Threatened Species. http://www.redlist.org.

James, M.C., Herman, T.B., 2001. Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusae in the northwest Atlantic. Chelonian Conserv. Biol. 4, 202–205.

James, M.C., Ottensmeyer, C.A., Myers, R.A., 2005a. Identification of high-use habitat and threats to leatherback sea turtles in northern waters, new directions for conservation. Ecol. Lett. 8, 195–201.

James, M.C., Myers, R.A., Ottensmeyer, C.A., 2005b. Behaviour of leatherback sea turtles., *Dermochelys coriacea*, during the migratory cycle. Proc. R. Soc. Lond., B 272, 1547–1555.

James, M.C., Eckert, S.C., Myers, R.A., 2005c. Migratory and reproductive movements of male leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). Mar. Biol. 147, 845–853.

James, M.C., Davenport, J., Hays, G.C., 2006a. Expanded thermal niche for a diving vertebrate, a leatherback turtle diving into near-freezing water. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 335, 221–226.

James, M.C., Ottensmeyer, C.A., Eckert, S.A., Myers, R.A., 2006b. Changes in diel diving patterns accompany shifts between northern foraging and southward migration in leatherback turtles. Can. J. Zool. 84, 754–765.

Author's personal copy

Laporta, M., Miller, P., Horta, S., Riestra, G., 2006. First report of leatherback turtle entanglement in trap lines in the Uruguayan Continental Shelf. Mar. Turt. Newsl. 112, 9–11.
López-Mendilaharsu, M., Rocha, C.F.D., Domingo, A., Wallace, B.P., Miller, P., 2008. Prolonged deep dives by the leatherback turtle *Dermochelys coriacea*, pushing their aerobic dive limits. JMBA2-Biodiversity Records No. 6274, pp. 1–3.
López-Mendilaharsu, M., Sales, G., Giffoni, B., Miller, P., Fiedler, FN., Domingo A., 2007. Distribución y composición de tallas de las tortugas marinas *Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea* que interactúan con el palangre pelágico en el Atlántico Sur. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT. 60, 2094-2109.
Luschi, P., Lutjeharms, J.R.E., Lambardi, P., Mencacci, R., Hughes, GR., Hays, G.C., 2006. A review of migratory behaviour of sea turtles off southeastern Africa. S. Afr. J. Sci. 102, 51–58.
McMahon, C., Hays, G.C., 2006. Thermal niche, large scale movements and implications of climate change for a critically endangered marine vertebrate. Glob. Chang. Biol. 12, 1330–1338.
Miller, J.D., 1997. Reproduction in sea turtles. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.), The Biology of Sea Turtles, vol. 1. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 51–81.
Miller, P., Laporta, M., Domingo, A., Lezama, C., Rios, M., 2006. Bycatch assessment of sea turtles by a coastal bottom trawl fishery on the Rio de la Plata estuary, Uruguay. In: Frick, M., Panagopoulou, A., Rees, A.F., Williams, K. (Eds.), Book of Abstracts. Proc 26th Annu Symp on Sea Turtle Biology and Conservation. ISTS, Athens., Greece, p. 256.
Morreale, S.J., Standora, E.A., Spotila, J.R., Paladino, F.V., 1996. Migration corridor for sea turtles. Nature 384, 319–320.
Myers, A.E., Lovell, P., Hays, G.C., 2006. Tools for studying animal behaviour: validation of dive profiles relayed via the Argos satellite system. Anim. Behav. 71, 989–993.
NOAA, 2007. An assessment of the leatherback turtle population in the Atlantic ocean. NOAATech. Memo. NMFS-SEFSC-555. 116 pp.
Pritchard, P.C.H., 1973. International migrations of South American sea turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae). Anim. Behav. 21, 18–27.
Reina, R.D., Abernathy, K.J., Marshall, G.J., Spotila, J.R., 2005. Respiratory frequency, dive behavior and social interactions of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* during the inter-nesting interval. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 316, 1–16.
Sale, A., Luschi, P., Mencacci, R., Lambardi, P., Hughes, G.R., Hays, G.C., Benvenuti, S., Papi, F., 2006. Long-term monitoring of leatherback turtle diving behaviour during oceanic movements. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 328, 197–210.
Sarti Martínez, L., Barragán, A.R., García Muñoz, D., García, N., Huerta, P., Vargas, F., 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. Chelonian Conserv. Biol. 6, 70–78.
Shillinger, G.L., Palacios, D.M., Bailey, H., Bograd, S.J., Swithenbank, A.M., Gaspar, P., Wallace, BP., Spotila, J.R., Paladino, F.V., Piedra, R., Eckert, S.A., Block, B.A., 2008. Persistent leatherback turtle migrations present opportunities for conservation. PLoS Biol. 6 (7), e171.
Spotila, J.R., Reina, R.D., Steyermark, A.C., Plotkin, P.T., Paladino, F.V., 2000. Biodiversity, Pacific leatherback turtles face extinction. Nature 405, 529–530.
Thomé, J.C.A., Baptisotte, C., Moreira, L.M., Scalfoni, J.T., Almeida, A.P., Rieth, D.B., Barata, P.C.R., 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espírito Santo., Brazil, 1988–1989 to 2003–2004. Chelonian Conserv. Biol. 6, 15–27.
Turtle Expert Working Group 2007. An Assessment of the Leatherback Turtle Population in the. Atlantic Ocean. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-555, 116 pp.
Witt, M.J., Broderick, A.C., Johns, D.J., Martin, C., Penrose, R., Hoogmoed, MS., Godley, B.J., 2007. Prey landscapes help identify potential foraging habitats for leatherback turtles in the NE Atlantic. Mar. Ecol. Prog. Ser. 337, 231–244.

Conserv Genet
DOI 10.1007/s10592-009-9973-2

SHORT COMMUNICATION

Evidence of olive ridley mitochondrial genome introgression into loggerhead turtle rookeries of Sergipe, Brazil

Estéfane Cardinot Reis · L. S. Soares · G. Lôbo-Hajdu

Received: 20 May 2009 / Accepted: 5 August 2009
© Springer Science+Business Media B.V. 2009

Abstract The coastline of Sergipe state hosts the main Brazilian nesting sites of *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). The second most abundant species of turtles in Sergipe is *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). Both sea turtle species, respectively known as olive ridley and loggerhead, are currently listed as endangered by the International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources. The genetic diversity of the Sergipe loggerhead population ($N = 51$) was assayed by analyzing 627 bp from the control region of mitochondrial DNA in nesting females. Three haplotypes were identified: CC-A4, CC-A24 and CC × LO. The last one was recorded for specimens considered hybrids because they represent *L. olivacea*'s mtDNA, but had the external morphology of *C. caretta* or of a mixture of both species. Based on the two types of hybrids, it was hypothesized that at least two hybridization events had occurred: a more ancient hybridization event, accompanied by introgression (F2 or later backcrosses), and a recent one (F1), both of which involving the same *L. olivacea* haplotype. The incidence of *L. olivacea* mitochondrial genome introgression into the *C. caretta* rookeries was only observed in Sergipe, which could be related to the large numbers of *L. olivacea* in this region and an overlap of reproduction periods and distribution areas of both species. This may also be associated to global warming since it might alter the sex ratio of sea turtles, thus facilitating interspecific mating. Awareness of gene flow between these species will significantly influence the development and implementation of adequate management strategies.

Keywords Sea turtles · Hybridization · mtDNA control region · Genetic diversity · Conservation strategies

E. C. Reis · G. Lôbo-Hajdu (✉)
Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Genética, Laboratório de Genética Marinha (LGMar), Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ), Rua São Francisco Xavier, 524, PHLC, Sala 205, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ 20550-013, Brazil
e-mail: glhajdu@uerj.br; lobohajdu@gmail.com

L. S. Soares
Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, Projeto TAMAR-ICMBio, Cx. postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, BA 41950-970, Brazil

Introduction

Until the nineteenth century, marine turtles were abundant in tropical and subtropical seas. However, environmental pressure caused by human interference, as in egg and female harvesting, commercial fisheries, bycatch and the destruction of natural habitats, has forced conservation agencies to declare several marine turtle populations as being currently threatened (Lutcavage et al. 1997; IUCN 2008).

The coastline of Sergipe (10°30′34″S 36°24′26″W–11°07′41″S 37°09′04″W) is the main nesting area of *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) in Brazil. The second most abundant species in Sergipe is *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) (Marcovaldi and Marcovaldi 1999; Silva et al. 2007). During the nesting season of 2005/2006, from a total of 2,369 nests, 85% were made up of olive ridley turtles, while 12% were loggerhead nests (TAMAR-IBAMA 2006).

Frequent examples of hybridization in nature are often attributed to environmental degradation (Mallet 2005). Therefore, the occurrence of hybrids among sea turtle

Published online: 01 September 2009

species may point to the existence of anthropogenic pressure that needs to be investigated. Equally, if we consider that the process of hybridization has important evolutionary consequences, it becomes essential to evaluate its impact on the genetic diversity and identity of the species involved.

Although hybridization events have previously been reported for marine turtles (Conceição et al. 1990; Bowen et al. 1992, 1994; Karl et al. 1995; Bass et al. 1996; Bowen and Karl 1996; Lara-Ruiz et al. 2006), this work is the first notification of hybridization between *C. caretta* and *L. olivacea* on the Brazilian coast.

Fossil evidence suggests that time of separation among *L. olivacea* and *C. caretta* is around 10–20 million years ago (Zangerl 1980; Dodd and Morgan 1992). Sea turtles are likely the most ancient vertebrates hybridizing under natural conditions, since hybrids exist between *Caretta* and *Chelonia* genera, which were separated about 50 million years ago (Bowen et al. 1992, 1994; Karl et al. 1995).

The capacity of sea turtles to generate fertile hybrids seems to be related to the slow chromosomal and anatomic evolution. The maintenance of chromosomal number and structure may allow genomic compatibility among species (Bickham 1981). The fitness success of the carapace and accompanying morphological adaptations should favor interspecific mating. Moreover, a dearth of behavioral barriers to hybridization may be an issue, as well as the fact that male turtles are notably indiscriminate in mating preferences (Bowen 2003).

Herein, we report on the distribution and frequency of interspecific hybrids within loggerhead nests in Sergipe, Brazil, evaluated using mtDNA sequences. We also discuss the relevance of these findings for the conservation management of these species in the region.

Methods

During the nesting seasons (from September to March) of 2004/2005 and 2005/2006, 51 tissue samples from female *C. caretta* individuals were collect in nesting beaches in Sergipe state (Abaís, Pirambu and Ponta dos Mangues) by the use of 6 mm disposable biopsy punches. Furthermore, 10 *L. olivacea* female samples were also collected from the Sergipe rookery (Pirambu) for comparative analysis. The samples were collected by biologists from Projeto TAMAR-ICMBio (The Brazilian Sea Turtle Conservation Program).

Genomic DNA extraction, mtDNA control region amplification and sequencing, sequence assembly and alignment and phylogenetic relationship analyses were performed as described in Reis et al. (2009). Mitochondrial haplotypes were classified according to haplotypes deposited in the DNA database from the Archie Carr Center for Sea Turtle Research (ACCSTR 2009).

Results

Out of 627 bp of mtDNA control region we identified three haplotypes in the *C. caretta* nesting population in Sergipe: CC-A4 (61%), CC-A24 (12%) and CC × LO (27%). The latter was recorded for specimens considered hybrids because they represent *L. olivacea* mtDNA, except having external morphology of *C. caretta* (64%) or a mixture between *C. caretta* and *L. olivacea* (36%). In the latter, specimens show a combination of morphological characteristics from both species, i.e., number of lateral scutes on the carapace and on the head, the format of the carapace and the animal's biometry. The CC-A4 haplotype has already been reported in Rio de Janeiro, Espírito Santo and Bahia rookeries, as well as in the Elevação do Rio Grande feeding area, and the CC-A24 haplotype in Bahia rookeries (Reis 2008).

If we consider the traditional 380 bp fragment deposited at the ACCSTR DNA database, the CC × LO haplotype differs from the CC-A4 by 37 polymorphic sites (24 transitions, six transversions and seven indels), and from the CC-A24 by 38 (including one more transition) (Table 1).

As seen in Table 1, the CC × LO haplotype is identical to the *L. olivacea* (LO) haplotype obtained from the Sergipe rookery ($N = 10$), and therefore it is not a true *C. caretta* haplotype. However, the *C. caretta* population from Sergipe presented a high proportion of CC × LO hybrids ($\sim 30\%$), which lead to a considerable increase in the total population nucleotide and genetic diversity values (Sergipe overall; Table 2).

As observed in the Neighbor-Joining tree (Fig. 1), the CC × LO haplotype groups into a branch with a bootstrap support of 100 with the *L. olivacea* sequence obtained from GenBank (accession number AF051773), as well as with the LO sequences obtained from Sergipe rookeries. A monophyletic group with a bootstrap support of 85 is observed for the *C. caretta* (CC) from Brazilian nesting and feeding areas. The other three species from the Cheloniidae Family are clearly separated.

Discussion

Here we report on a relatively high frequency of hybrids between loggerhead and olive ridley turtles from Sergipe (northeast Brazil), identified based on mtDNA sequences. This contrasts to a previous mtDNA study (Soares 2004) that used 81 loggerheads from nesting grounds from Bahia and Espírito Santo (northeast Brazil) and 43 bycatch

Table 1 Polymorphic sites among three mtDNA control region haplotypes found for nesting ($N = 51$) and bycatch ($N = 01$) *Caretta caretta* (CC) samples and the unique *Lepidochelys olivacea* (LO) ($N = 10$) haplotype sampled in Sergipe, Brazil

	Polymorphic site number																												
	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
	3	5	5	6	6	7	7	8	8	9	1	1	1	2	3	4	5	5	7	1	3	3	3	4	4	4	5	5	5	6
Haplotypes	2	0	4	0	9	1	6	3	4	9	3	6	9	2	8	6	8	9	8	2	7	8	9	1	6	8	4	7	9	4
CC-A4	C	A	A	A	A	G	T	A	T	C	T	G	A	C	T	A	A	C	G	T	G	T	T	C	C	A	C	G	A	G
CC-A24	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	G	.	.	.	.
CCxLO	T	G	-	-	G	A	C	T	A	A	G	A	C	T	·	T	G	T	A	C	A	C	C	A	A	·	A	A	G	T
LO	T	G	-	-	G	A	C	T	A	A	G	A	C	T	·	T	G	T	A	C	A	C	C	A	A	·	A	A	G	T

	Polymorphic site number (continued)																												
	2	2	3	3	3	3	3	4	4	4	4	4	4	4	4	4	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5
	6	9	2	2	4	6	7	7	0	1	1	1	1	1	1	7	7	8	0	1	1	1	1	1	2	3	5	5	6
Haplotypes	6	6	1	9	7	9	8	9	3	3	4	5	7	8	9	3	8	6	8	4	5	6	7	8	9	0	9	0	9	5
CC-A4	A	A	A	A	G	C	G	T	A	G	T	C	T	A	T	A	A	C	C	-	-	-	-	-	-	-	A	T	G	T
CC-A24	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
CCxLO	G	G	·	T	A	T	A	C	G	A	C	T	C	G	A	G	G	T	T	G	C	A	C	G	A	T	G	C	A	C
LO	G	G	·	T	A	T	A	C	G	A	C	T	C	G	A	G	G	T	T	G	C	A	C	G	A	T	G	C	A	C

The additional polymorphic sites (obtained from the analysis of a 627 bp fragment) are highlighted in gray. CC-A4 and CC-A24, *C. caretta* (CC) haplotypes; CC × LO, hybrids between *C. caretta* and *L. olivacea*

Table 2 Standard diversity indexes calculated for each nesting beach (Abaís, Pirambu and Ponta dos Mangues) in Sergipe, Brazil and for the total *Caretta caretta* population having considered (overall) or not (CC only) the hybrid samples

Populations	Diversity indices						
	N	bp	*S*	*H*	*h*	π	*k*
Abaís	8	627	57	2	0.43 ± 0.17	0.0390 ± 0.0219	24.43 ± 12.04
Pirambu	38	627	58	3	0.61 ± 0.05	0.0408 ± 0.0203	25.57 ± 11.47
Ponta dos Mangues	5	620	0	1	0	0	0
Sergipe overall	51	627	58	3	0.55 ± 0.05	0.0373 ± 0.0185	23.37 ± 10.45
Sergipe CC only	37	620	1	2	0.28 ± 0.08	0.0005 ± 0.0006	0.28 ± 0.31

N sample size, *bp* usable fragment length in base pairs, *S* number of variable sites, *H* number of haplotypes, *h* haplotype or genetic diversity, π nucleotide diversity, *k* mean number of pairwise differences

loggerheads from the southern Brazilian coast and did not register any olive ridley mtDNA haplotype.

The incidence of *L. olivacea* mitochondrial genome introgression into *C. caretta* nesting areas in Sergipe, which is the largest Brazilian population of olive ridley turtles, may be related to an overlap in the reproduction period and area of both species. Recalling that the *L. olivacea* nesting population is larger than the *C. caretta* (TAMAR-IBAMA 2006), we assumed that the same proportion is maintained at the reproduction colony. Naturally, the availability of *L. olivacea* females was greater than *C. caretta*, favoring the interspecific mating of loggerhead males with olive ridley females. The scenario is even more severe since the sex ratio is female biased (Marcovaldi et al. 1997).

From the 14 individuals genotyped as CC × LO hybrids, nine (64%) presented *C. caretta* external morphology and five (36%), mixed morphological characteristics from both *C. caretta* and *L. olivacea*. These two types of hybrids led us to suppose that at least two hybridization events may have occurred between these two species. An ancient event resulted in individuals with *L. olivacea* mtDNA haplotypes without morphological vestiges of this species. In this case, hybrids will most likely be F2 or >F2 and introgression probably occurred by backcrossing of female hybrids with *C. caretta* males. A second more recent event resulted in individuals with mixed morphological characteristics from both *C. caretta* and *L. olivacea*, possibly from direct interspecific coupling, therefore, F1. This scenario, however, cannot be distinguished from an ongoing process of hybridization over the last few millennia without nuclear DNA data. An additional hypothesis considers the CC × LO hybrids as a result of a long and antique process of introgressive hybridization, although it predicts a morphological gradient of characteristics which was not observed in the present scenario. Comparing sequences from the mtDNA control region in CC × LO hybrids with that of ten *L. olivacea* (LO) samples from the same area (Table 1; Fig. 1), it can be noted that only one *L. olivacea* haplotype underwent introgression into the *C.*

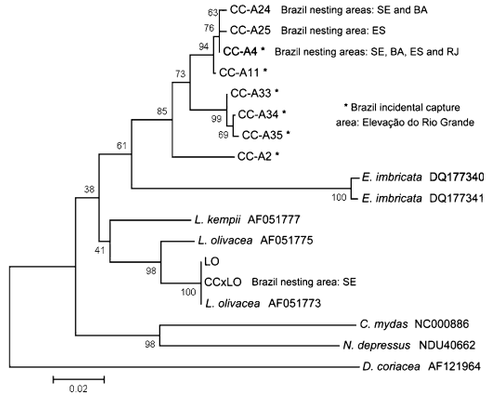


Fig. 1 Neighbor-Joining tree produced from the alignment of *Caretta caretta* (CC), *Lepidochelys olivacea* (LO) and hybrids between *C. caretta* and *L. olivacea* (CC × LO) 380 bp mtDNA control region sequences found for nesting and bycatch areas on the Brazilian coast (Soares 2004; Reis 2008). GenBank sequences of *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*, *Lepidochelys kempii*, *Chelonia mydas*, *Natator depressus* and *Dermochelys coriacea* (with respective accession numbers) were also considered in the analysis. Location: *SE* Sergipe, *BA* Bahia, *ES* Espírito Santo and *RJ* Rio de Janeiro states

caretta rookeries of Sergipe. Thus, even if more than one hybridization event had taken place, they involved the same *L. olivacea* mtDNA haplotype.

We only observed hybrids between *L. olivacea* females and *C. caretta* males, and never between *C. caretta* females and *L. olivacea* males (see also Hahn et al. 2007). This suggests that only unidirectional hybridization and subsequent backcrossing occurred between these two species. Karl et al. (1995) suggested that a numerical predominance of hybrids with mothers from the more common species is due to a constant "error" rate in the choice of mate per female.

Considering that sexual determination in marine turtles is defined by egg incubation temperatures, where higher temperatures determine females and lower determine males (Mrosovsky 1994), the inappropriate management of clutches and the global warming process are some of the factors which may have contributed to the altered proportion of females, consequently facilitating interspecial breeding. At present, clutch relocation to safer sites is recommended to protect them against rapid shore habitat changes caused by real estate investments, native vegetation devastation, photopollution and increased vehicle traffic. Any relocation, however, may lead to substantial changes in the environmental incubation and in the characteristics of hatchlings (Foley et al. 2000; Carthy et al. 2003). In Sergipe, a higher proportion (around 50%) of nests from the 2004/2005 and 2005/2006 nesting seasons were relocated from the original site to other more secure sites on the same beach or to artificially protected open-air hatcheries elsewhere (TAMAR-IBAMA 2005, 2006). Nevertheless, females currently nesting along the Sergipe coast were hatchlings about 25–30 years ago, which return to the same region in which they hatched due to philopatric behavior. Therefore, the distorted sex ratio cannot be attributed to the management of rookeries since this strategy was not used back then. There are not enough studies correlating this strategy and its consequences on population sex proportion, but the significant presence of hybrids in these areas alerts to the need of constant evaluation of management plans.

If this occurence is favored by global warming, some researchers have suggested that sea turtles could adapt to the new conditions created by this process. This may be possible through adjustments in pivotal temperature, spatial alteration of nesting areas (moving to cooler beaches) or temporal alteration of nesting seasons (Hays et al. 2003; Pike et al. 2006).

The unusually high proportion of hybrids between *C. caretta* and *L. olivacea* in Sergipe sea turtle populations (present study), as well as in related hybridization events between *E. imbricata* and *C. caretta* or *E. imbricata* and *L. olivacea* in Bahia (Lara-Ruiz et al. 2006), and between *C. caretta* and *C. mydas* also in Bahia (Bowen et al. 1992, 1994; Karl et al. 1995), represents a serious concern for the conservation of these species in Brazil. This raises a controversial issue about conservation efforts focusing on hybrid populations (Allendorf et al. 2001). Although hybrids are normally rare in populations, a few hybrids may form a bridge which allows a trickle of alleles to be transferred between species; thus, if species that hybridize are common, even low rates of hybridization per individual can have important evolutionary consequences (Mallet 2005).

Considering that there is extensive hybridization among sea turtle species of the Cheloniidae Family and that hybrids can mate with parental species or other hybrids, it is important to evaluate natural sex proportion in those species. Moreover, the monitoring of natural temperature changes is crucial to better understand this ongoing hybridization process. The limited information provided by maternally inherited markers makes it difficult to establish how many hybridization events took place and how long ago these events occurred. Further studies with biparentally inherited nuclear markers are needed to better understand the implications and causes of such events, and their impact on the genetic diversity and identity of these species. This information, combined with other ecological and environmental data, will provide important clues about the effect of anthropogenic pressures acting on sea turtle populations.

Acknowledgments We are grateful to CENPES/PETROBRAS (Centro de Pesquisas da PETROBRAS) for supporting the "Mamíferos e Quelônios Marinhos" project, which included this study. The Projeto TAMAR-ICMBio staff collected the samples and provided the necessary field assistance. We acknowledge CAPES, PROCIÊNCIA-SR2-UERJ, FAPERJ and CNPq/MCT for fellowships and grants. The present study followed all ethical guidelines and legal requirements of Brazil for sampling an endangered species.

References

ACCSTR (2009) Archie Carr center for sea turtle research, marine turtle DNA sequence patterns. University of Florida. http://www.accstr.ufl.edu/ccmtdna.html. Downloaded on 01 Sep 2008

Allendorf FW, Leary RF, Spruell P, Wenburg JK (2001) The problems with hybrids: setting conservation guidelines. Trends Ecol Evol 16:613–622

Bass AL, Good DA, Bjorndal KA, Richardson JI, Hillis ZM, Horrocks JA, Bowen BW (1996) Testing models of female reproductive migratory behavior and population structure in the Caribbean hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, with mtDNA sequences. Mol Ecol 5:321–328

Bickham JW (1981) Two-hundred-million-year-old chromosomes: deceleration of the rate of karyotypic evolution in turtles. Science 212:1291–1293

Bowen BW (2003) What is a loggerhead turtle? The genetic perspective. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) Loggerhead sea turtles. Smithsonian Books, Washington, DC, p 319

Bowen BW, Karl SA (1996) Population genetics, phylogeography and molecular evolution. In: Lutz PL, Musick JA (eds) The biology of sea turtles, vol 1. CRC Press, Boca Raton, pp 29–50

Bowen BW, Meylan AB, Ross JP, Limpus CJ, Balazs GH, Avise JC (1992) Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. Evolution Int J org Evolution 46:865–881

Bowen BW, Kamezaki N, Limpus CL, Hughes GH, Meylan AB, Avise JC (1994) Global phylogeography of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) as indicated by mitochondrial DNA haplotypes. Evolution Int J org Evolution 48:1820–1828

Carthy RR, Foley AM, Matsuzawa Y (2003) Incubation environment of loggerhead turtle nests: effects on hatchling success and hatchling characteristics. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) Loggerhead sea turtles. Smithsonian Books, Washington, DC, p 319

Conceição MB, Levy JA, Marcovaldi MA (1990) Eletrophoretic characterization of a hybrid between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* (Cheloniidae). Comp Biochem Physiol B 97:275–278

Dodd CK, Morgan GS (1992) Fossil sea turtles from the early Pliocene bone valley formation, central Florida. J Hered 26:1–8

Foley AM, Peck SA, Harman GR, Richardson LW (2000) Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting habitat on low-relief mangrove islands in southwest Florida and consequences to hatchling sex ratios. Herpetologica 56:433–445

Hahn AT, Soares LS, Bonatto SL (2007) Variabilidade genética da tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) no Brasil através de marcadores microssatélites: dados preliminares. In: Estrades A (ed) Libro de Resúmenes de las III Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental. Piriápolis, Uruguay, p 70

Hays GC, Broderick AC, Glen F, Godley BJ (2003) Climate change and sea turtles: a 150 year reconstruction of incubation temperatures at a major marine turtle rookery. Glob Chang Biol 9:642–646

IUCN (2008) International union for the conservation of nature and natural resources. 2007 IUCN red list of threatened species. http://www.iucnredlist.org/. Downloaded on 01 Sep 2008

Karl SA, Bowen BW, Avise JC (1995) Hybridization among the ancient mariners: characterization of marine turtle hybrids with molecular genetic assays. J Hered 86:262–268

Lara-Ruiz P, Lopez GG, Santos FR, Soares LS (2006) Extensive hybridization in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. Cons Gen 7:773–781

Lutcavage ME, Plotkin P, Witherington B, Lutz PL (1997) Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz PL, Musick JA (eds) The biology of sea turtles, vol 1. CRC Press, Boca Raton, pp 387–409

TAMAR-IBAMA (2005) Relatório Técnico de Atividades Projeto Tamar-Sergipe temporada 2004/2005. ISSN 1677-4701, p 116

Mallet J (2005) Hybridization as an invasion of the genome. Trends Ecol Evol 20:229–237

Marcovaldi MA, Marcovaldi GG (1999) Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biol Conserv 91:35–41

Marcovaldi MA, Godfrey MH, Mrosovsky N (1997) Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. Can J Zool 75:755–770

Mrosovsky N (1994) Sex ratios of sea turtles. J Exp Zool 60:1012–1016

Pike DA, Antworth RL, Stiner JC (2006) Earlier nesting contributes to shorter nesting seasons for the Loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*. J Herpetol 40:91–94

Reis EC (2008) Caracterização genética e filogeografia de populações de tartarugas marinhas da espécie C*aretta caretta* (Linnaeus, 1758) no litoral brasileiro. M.Sc. Thesis, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro

Reis EC, Albano RM, Bondioli ACV, Soares LS, Lôbo-Hajdu G (2009) Detection of polymorphisms of the mtDNA control region of *Caretta caretta* (Testudines: Cheloniidae) by PCR-SSCP. Genet Mol Res 8:215–222

Silva ACCD, Castilhos JC, Lopez GG, Barata PCR (2007) Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. J Mar Biol Assoc UK 87:1047–1056

Soares LS (2004) O uso da análise genética da região controle do mtDNA na identificação das populações de tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*, Linnaeus 1758) nas áreas de desova e captura incidental no litoral brasileiro. M.Sc. Thesis, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte

TAMAR-IBAMA (2006) Relatório Técnico de Atividades Projeto Tamar-Sergipe temporada 2005/2006. ISSN 1677-986X, p 107

Zangerl R (1980) Patterns of phylogenetic differentiation in the Toxochelyid and Cheloniid sea turtles. Am Zool 20:585–596

Conserv Genet
DOI 10.1007/s10592-009-9975-0

RESEARCH ARTICLE

Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries

E. C. Reis · L. S. Soares · S. M. Vargas · F. R. Santos · R. J. Young · K. A. Bjorndal · A. B. Bolten · G. Lôbo-Hajdu

Received: 5 February 2009 / Accepted: 6 August 2009
© Springer Science+Business Media B.V. 2009

Abstract The loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, is the most common species of sea turtle nesting in Brazil and is listed as endangered by the IUCN. Our study characterizes the genetic structure of loggerheads in Brazil based on mitochondrial DNA control region variability and presents a hypothesis for the colonization of Brazilian rookeries. We analyzed 329 samples from Brazilian rookeries and an oceanic foraging ground, and we compared our results with previously published data for other loggerhead populations. Brazilian rookeries had four haplotypes, none of which have been reported for rookeries outside Brazil. Six haplotypes were found in the foraging aggregation. The presence of the CC-A4 haplotype at all sampled sites and the low nucleotide diversity suggest a common origin for all rookeries, with CC-A4 being the ancestral haplotype of the Brazilian populations. The occurrence of three haplotypes in the foraging aggregation that are known only from rookeries outside of Brazil is consistent with the trans-oceanic migratory behavior of loggerheads. Our results indicated that the colonization of Brazilian rookeries probably occurred from the southern USA stock. This recent colonization most likely followed a north to south route along the Brazilian coastline, influenced by the Brazilian warm current. Our results further suggest the existence of two genetic population units of loggerheads in Brazil and corroborate natal homing behavior in loggerheads.

Keywords Conservation genetics · *Caretta caretta* · Mitochondrial DNA · Population structure · Phylogeography · Mixed stock analysis

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s10592-009-9975-0) contains supplementary material, which is available to authorized users.

E. C. Reis · G. Lôbo-Hajdu (✉)
Departamento de Genética, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier, 524, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ 20550-013, Brazil
e-mail: lobohajdu@gmail.com

L. S. Soares
Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, Projeto TAMAR-ICMBio, Rio Vermelho, Salvador, BA 41950-970, Brazil

S. M. Vargas · F. R. Santos
Departamento de Biologia Geral, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos, 6627, Belo Horizonte, MG 31270-010, Brazil

R. J. Young
Departamento de Ciências Biológicas, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Av. Dom José Gaspar 500, Coração Eucarístico, Belo Horizonte, MG 30550-610, Brazil

K. A. Bjorndal · A. B. Bolten
Archie Carr Center for Sea Turtle Research and Department of Biology, University of Florida, PO Box 118525, Gainesville, FL 32611, USA

Introduction

The loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, is widely distributed in tropical and temperate waters around the world (Pritchard and Trebbau 1984) and is listed as endangered by IUCN (2008). As with other sea turtle species, the loggerhead life cycle consists of developmental stages that are segregated spatially and temporally, involving marked changes in diet and habitat. Juveniles are believed to spend their first years drifting passively in ocean current systems or in floating sargassum rafts (Carr 1986; Bolten 2003). Older juveniles subsequently shift to coastal foraging

Published online: 29 August 2009

habitats (Carr 1987). After reaching sexual maturity at about 30 years of age (Snover 2002), adults undertake reproductive migrations that range from tens to thousands of kilometers (Meylan 1982; Limpus et al. 1992). Tagging and genetic data indicate that loggerhead turtles exhibit maternal philopatry to the natal site (Bowen 2003).

The Brazilian nesting population of loggerheads is one of the largest in the world, after the super-aggregations at Masirah, Oman, and eastern Florida, USA (Marcovaldi and Chaloupka 2007). This species is the most abundant sea turtle species along the Brazilian coast. The nesting beaches range from the north of Rio de Janeiro state (southeast coast) to Sergipe state (northeast coast); nesting density is greatest on beaches of Bahia state (Marcovaldi et al. 2005). Loggerheads have a long history of exploitation in Brazil. Prior to 1980 nearly all eggs laid along the coast were removed, and most nesting females were taken for meat (Marcovaldi et al. 2005). The establishment of Projeto TAMAR (The Brazilian Sea Turtle Conservation Program) by the Brazilian government in 1980, and the enactment of full legislative protection of all sea turtle species in 1986 have contributed significantly to the improving status of the Brazilian loggerhead stock (Marcovaldi and Chaloupka 2007). However, in more recent years, loggerheads have become exposed to other hazards such as coastal development (Marcovaldi et al. 2006), marine debris (Bugoni et al. 2001), and incidental capture in coastal gillnet and pelagic longline fisheries operating in southern Brazilian waters (Soto et al. 2003; Kotas et al. 2004; Sales et al. 2008). Protection of the Brazilian loggerhead stock is of great importance for the global conservation of this species.

Genetic analyses have been used worldwide to investigate genetic diversity and rookery structure, phylogeography, foraging ground composition, rookery contributions to foraging aggregations, migratory patterns, natal homing behavior, taxonomic relationships, paternity, and hybridization in sea turtles (Bowen and Karl 2007; Bowen et al. 2007; Bjorndal and Bolten 2008). A phylogeographic survey with 176 samples from rookeries in Greece, Brazil, South Africa, Oman, Japan, Australia, and USA demonstrated the existence of two primary mtDNA lineages in loggerheads. Both lineages are found in both Atlantic-Mediterranean and Indian-Pacific basins, probably due to the ability of this temperate-adapted species to migrate around southern Africa (Bowen et al. 1994). On the basis of a molecular clock for marine turtles calibrated at 0.2–0.4% per million years (Avise et al. 1992), the deepest bifurcation in the loggerhead mtDNA phylogeny would be around 2–4 million year old (Bowen et al. 1994). The absence of a clear matrilineal separation between these oceanic basins could be explained by gene flow around southern Africa that perhaps occurred through the last 20,000 years. These ocean basins were relatively isolated by geography and climate in the Pleistocene. During interglacial periods, the expansion to higher latitudes was possible because of warmer temperatures. An alternative explanation is that major mtDNA lineages have been retained in both ocean basins for several million years and recent inter-oceanic exchange of mtDNA haplotypes has resulted in the similarity of haplotypes in separate oceans (Bowen et al. 1994).

Another study, based on mtDNA control region sequences of 249 Atlantic and Mediterranean loggerhead turtles from 10 major nesting areas, defined six demographically independent groups: (1) North and South Carolina, Georgia and northeast Florida, USA, (2) southern Florida, USA, (3) northwest Florida, USA, (4) Quintana Roo, Mexico, (5) Bahia, Brazil, and (6) Peloponnesus Island, Greece (Encalada et al. 1998). The significant differentiation among the regional nesting aggregates was consistent with natal homing behavior. The lack of differentiation between North Carolina and northeast Florida was attributed to the recent colonization of these warm temperate coastlines after the Wisconsin glaciation. Thus, Encalada et al. (1998) concluded that climate, natal homing, and rare dispersal events defined the loggerhead biogeographic scenario.

In the present study, we assessed the population genetic composition of Brazilian loggerhead rookeries and foraging aggregates through the analysis of sequences of the mtDNA control region. We also used data from Atlantic-wide loggerhead populations to understand the genetic structure of rookeries and to provide a phylogeographic scenario that can account for the colonization of the Brazilian loggerhead rookeries.

Methods

During the nesting seasons (September–March) of 1996/1997, 2003/2004, 2004/2005 and 2005/2006, tissue samples were collected from 204 individual female loggerheads at rookeries in Rio de Janeiro ($N = 64$), Espírito Santo ($N = 50$), Bahia ($N = 39$), and Sergipe ($N = 51$) states. Samples were collected with 6 mm disposal biopsy punches. We also sampled 125 individual loggerheads captured at Elevação do Rio Grande (ERG) as incidental take in the longline fishery. ERG is a seamount chain located ca. 800 km off the south coast of Brazil that rises to within 350 m of the sea surface. Similar to the Azores Archipelago in the North Atlantic (Bolten et al. 1998), ERG is an important foraging ground and oceanic developmental habitat for immature loggerheads in South Atlantic waters (Marcovaldi et al. 2006; Sales et al. 2008).

Tissue samples were collected by biologists from Projeto TAMAR-ICMBio. All animals were tagged on the

front flippers with Inconel tags (National Band and Tag Co. style 681) to avoid re-sampling individual turtles.

Genomic DNA extraction was performed according to a modified protocol from Damato and Corach (1996). The mtDNA control region was amplified using primers LCM15382 (5′-GCT TAA CCC TAA AGC ATT GG-3′; Abreu-Grobois et al. 2006) and H599 (5′-TGC ACG GCC AAT CAT TTT GAA CGT AG-3′; Laurent et al. 1998), according to the conditions described in Shanker et al. (2004). The amplified fragment of about 800 bp was purified using GFX^{TM} PCR DNA and gel band purification kit (GE Healthcare), following manufacturer's instructions. Direct DNA sequencing was performed with the ET Dye terminator cycle sequence kit (GE Healthcare) and analyzed in a MegaBace 1000 automated sequencer (GE Healthcare).

For each PCR amplicon, a 627 bp consensus sequence was produced by the CAP3 sequence assembly program (Huang and Madan 1999) and BioEdit sequence alignment editor version 7.0.1 (Hall 1999). Mitochondrial haplotypes of 380 bp fragment length were classified by comparison with known loggerhead mtDNA control region haplotypes of the Atlantic and Mediterranean already deposited at the DNA database of the Archie Carr Center for Sea Turtle Research (ACCSTR 2008).

The software package ARLEQUIN version 3.1 (Excoffier et al. 2006) was used to estimate haplotype and nucleotide diversity (Nei 1987; Excoffier and Slatkin 1995). Wright's fixation index of population subdivision (pairwise F_{ST}; Excoffier et al. 1992), computed with 10,000 random permutations, and exact tests of population differentiation (Raymond and Rousset 1995), computed with 10,000 steps in the Markov Chain and 1,000 dememorization steps, were both carried out in ARLEQUIN 3.1 to assess population differentiation. Pairwise F_{ST} enabled us to estimate the average gene flow per generation between rookeries (Nm), which is the product of the effective population size N and the migration rate m, using the equilibrium relationship for haploid data: $F_{ST} = 1/(2Nm + 1)$. Analysis of molecular variance (AMOVA; Excoffier et al. 1992) was used to examine genetic structuring among rookeries and among different groups of regional rookeries, through the determination of F-statistics and significance of P values computed with 10,000 permutations. Estimates of past population expansion were made using the mismatch distribution of mtDNA haplotypes (Schneider and Excoffier 1999), and Tajima's D (Tajima 1989) and Fu's Fs (Fu 1997) estimators. The mismatch analysis describes the distribution of pairwise nucleotide differences among DNA sequences based on a model of sudden population expansion (Rogers and Harpending 1992; Harpending et al. 1998; Schneider and Excoffier 1999). It assumes that population growth or decline will reveal a genetic signature (unimodal distribution) different from that observed with a constant population size (multimodal distribution; Rogers and Harpending 1992). The sum of square deviations (SSD) between the observed and the expected distribution and the raggedness index r of the observed distribution of the mismatch classes (Harpending 1994) were computed as test statistics under the null hypothesis of population growth. Tajima and Fu neutrality tests also give signatures of population expansion when their estimators present significantly negative values (Tajima 1989; Fu 1997). Correlation between genetic (pairwise F_{ST}) and geographic distance (km) matrices was tested with a Mantel nonparametric permutation test (Mantel 1967) with 1,000 replications. The geographic distances were obtained with Google Earth 2007 considering continental contours. In all tests that required estimates of sequence divergence, we used the Tamura-Nei model of nucleotide substitutions (Tamura and Nei 1993).

A network of haplotypes was constructed using statistical parsimony (Templeton et al. 1992). The method, implemented by TCS version 1.21 software (Clement et al. 2000), links first haplotypes with the smaller number of differences as defined by a 95% confidence criteria and identifies the most probable ancestral haplotype according to coalescent theory (Castelloe and Templeton 1994).

For these analyses, in addition to our data, we used previously published mtDNA data from rookeries in Mexico (Quintana Roo), USA (Florida northern and southern Gulf of Mexico, Florida southern and northern Atlantic coast, Georgia, South Carolina, North Carolina and Dry Tortugas), Greece (Kiparissia Bay), and Turkey [compiled by Bowen et al. (2004)]. We also used data from foraging grounds in USA (Texas, Florida northern and southern Gulf of Mexico, Florida southern and northern Atlantic coast, Georgia, South Carolina, North Carolina, Virginia and northeast USA), Azores, Madeira, and Mediterranean (Lampedusa, Gimnesies Islands, Pitiüses Islands, northeastern Spain, western and eastern Italy) (Bolten et al. 1998; Bowen et al. 2004; Carreras et al. 2006; Reece et al. 2006). For comparisons of genetic composition, the samples from the Azores and Madeira foraging grounds were combined because haplotype frequencies were not significantly different (Bolten et al. 1998). For phylogeographic analyses, the USA rookeries were combined into two groups, as suggested by Bowen et al. (2004): (1) southern USA, composed of Florida northern Gulf of Mexico (FL-NG), Florida southern Gulf of Mexico (FL-SG), Florida southern Atlantic coast (FL-SA) and Dry Tortugas (DT), and (2) northern USA, composed of Florida northern Atlantic coast (FL-NA), Georgia (GA), South Carolina (SC) and North Carolina (NC).

We also performed a mixed stock analysis (MSA) to estimate the relative contributions of different rookeries to the ERG foraging aggregation. We used the Bayesian algorithm with a Markov Chain Monte Carlo (MCMC)

estimation procedure implemented in BAYES (Pella and Masuda 2001). We used six baseline stocks [Brazil, Mexico, USA, Greece, Turkey and Australia; compiled by Bowen et al. (1995, 2004)] to run two MCMC chains of size 200,000, one chain per baseline stock with a starting point of 0.90 for the first and 0.02 for the others. Convergence of MCMC estimates to a desired posterior probability was assessed using the Gelman-Rubin shrink factor (Gelman and Rubin 1992), increasing the MCMC size until all values obtained were less than 1.2. The ERG composition was estimated from the mean of two chains after 100,000 burn-in steps.

Results

Genetic composition and diversity

Four distinct loggerhead control region haplotypes were observed among the 204 turtles sampled from Brazilian rookeries: CC-A4 (86.3%), CC-A24 (6.4%), CC-A25 (0.5%), and CC × LO (6.8%) (Fig. 1; Table 1). The CC × LO haplotype, only found in Sergipe, was attributed to specimens considered hybrids because they have the typical *Lepidochelys olivacea* mtDNA haplotype, but the external morphology of loggerheads (64.29%) or a mixture between loggerheads and *L. olivacea* (35.71%). CC × LO haplotypes were not included in the determination of standard diversity indices. Six distinct haplotypes were found among the 125 loggerhead turtles sampled from the foraging aggregation at Elevação do Rio Grande (ERG): CC-A2 (10.4%), CC-A4 (47.2%), CC-A11 (15.2%), CC-A33 (14.4%), CC-A34 (12%), and CC-A35 (0.8%) (Fig. 1; Table 1). For comparisons, data from other Atlantic and Mediterranean rookeries and foraging aggregations are shown in Table 1. Brazilian rookeries have three unique loggerhead haplotypes that have not been observed at other rookeries (Table 1). Evaluating the 380 bp sequences, 54 polymorphic sites were found for all Brazilian haplotypes, including CC × LO, corresponding to 39 transitions, seven transversions and nine indels (supplementary Table S1, Supplementary Material online). Although more differences were observed in the longer 627 bp sequences, no new haplotypes were distinguished with the longer sequences (data not shown).

Standard diversity indices calculated for rookeries and foraging aggregations from Brazil and elsewhere can be seen in Table 2. Brazilian rookeries have low values of genetic and nucleotide diversity, only higher than the rookery from Greece. The genetic diversity of the Brazilian rookeries decreased from north to south (Fig. 1; Table 2). Sergipe had higher values with three different haplotypes, Bahia had two haplotypes, Espírito Santo also had two different sequences, but one of them at a low frequency, and finally Rio de Janeiro had only one haplotype. When the CC × LO haplotype was included in these indices, genetic and nucleotide diversity values increased considerably due to the high proportion

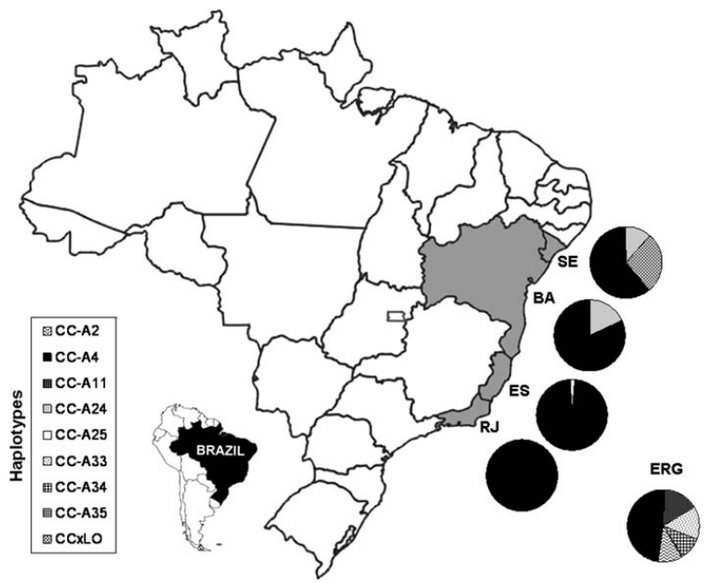


Fig. 1 *Map* of surveyed locations on the Brazilian coast and loggerhead turtle mtDNA haplotype frequencies for rookeries of *RJ* Rio de Janeiro, *ES* Espírito Santo, *BA* Bahia and *SE* Sergipe, and for the foraging aggregation of *ERG* Elevação do Rio Grande, Rio Grande do Sul

Table 1 MtDNA control region haplotypes found at rookeries and foraging grounds in the Atlantic and Mediterranean

Haplotypes	Rookeries								Foraging grounds			
	RJ	ES	BA	SE	MX	USA	GR	TR	BR	USA	AM	MT
CC-A1						198				823	60	62
CC-A2					11	103	78	19	*13*	583	50	236
CC-A3					2	6		13		66	7	22
CC-A4	*64*	*49*	*32*	31					*59*	1		
CC-A5						1				8		2
CC-A6							2					
CC-A7						5				23		2
CC-A8					1					4	1	
CC-A9					1	2				6		2
CC-A10					5	2	1			23	3	1
CC-A11						1			*19*	2	1	
CC-A12											1	
CC-A13										10	2	2
CC-A14						2				40	3	3
CC-A15											1	
CC-A16											1	
CC-A17											1	
CC-A18										1		
CC-A19										1		
CC-A20						1				11		
CC-A22										1		
CC-A23										1		
CC-A24			*7*	*6*								
CC-A25		*1*										
CC-A26												7
CC-A27												1
CC-A28												1
CC-A29												2
CC-A30												1
CC-A31												1
CC-A32												2
CC-A33									*18*			
CC-A34									*15*[b]			
CC-A35									*1*			
CC-A44										1		
Total	*64*	*50*	*39*	*37*[a]	20	321	81	32	*125*	1,605	131	347

Data from the present study (in italic) and Bolten et al. (1998), Bowen et al. (2004), Carreras et al. (2006) and Reece et al. (2006). Rookeries: *RJ* Rio de Janeiro, Brazil; *ES* Espírito Santo, Brazil; *BA* Bahia, Brazil; *SE* Sergipe, Brazil; *MX* Mexico; *USA* United States; *GR* Greece; *TR* Turkey. Foraging grounds: *BR* Brazil, Elevação do Rio Grande; *USA* United States; *AM* Azores and Madeira; *MT* Mediterranean

[a] Total number of samples analyzed from Sergipe was 51, but 14 of them were CC × LO hybrids

[b] Known from Australian rookeries

(~30%) of hybrids in the Sergipe population (Reis 2008). These increased values are expected since CC × LO haplotype is not a true loggerhead haplotype. The foraging aggregation (Elevação do Rio Grande) had a high haplotype diversity and a moderate nucleotide diversity compared with other Atlantic-wide foraging aggregations (Table 2).

Genetic structure

Within Brazil, pairwise F_{ST} revealed that Rio de Janeiro and Espírito Santo rookery samples were significantly different from those of Bahia and Sergipe (Table 3). No significant difference was found between Rio de Janeiro

Table 2 Standard diversity indices (mean ± SD) calculated for rookeries and foraging grounds

	N	*h*	*π*
Rookeries			
Brazil[a]	*190*	*0.1380 ± 0.0327*	*0.000372 ± 0.000606*
RJ	*64*	*0*	*0*
ES	*50*	*0.0400 ± 0.0380*	*0.000107 ± 0.000320*
BA	*39*	*0.3023 ± 0.0795*	*0.000810 ± 0.000957*
SE	*37*	*0.2793 ± 0.0826*	*0.000749 ± 0.000915*
Mexico	20	0.6526 ± 0.0927	0.002385 ± 0.001930
USA	321	0.5174 ± 0.0205	0.022985 ± 0.011765
FL-NG	49	0.3827 ± 0.0805	0.017651 ± 0.009399
FL-SG	45	0.6636 ± 0.0436	0.025408 ± 0.013172
FL-SA	64	0.5665 ± 0.0304	0.024627 ± 0.012706
FL-NA	14	0	0
GA	43	0.0465 ± 0.0439	0.002248 ± 0.001801
SC	20	0	0
NC	28	0	0
DT	58	0.2541 ± 0.0735	0.006824 ± 0.004113
Greece	81	0.0728 ± 0.0396	0.000067 ± 0.000248
Turkey	32	0.4980 ± 0.0391	0.001322 ± 0.001286
Foraging grounds			
ERG	*125*	*0.7140 ± 0.0310*	*0.01744 ± 0.001560*
USA	1,605	0.6026 ± 0.0078	0.024588 ± 0.012495
AM	130	0.6450 ± 0.0265	0.025036 ± 0.012797
MT	347	0.5022 ± 0.0287	0.015557 ± 0.008235

Data from the present study (in italic) and Bolten et al. (1998), Bowen et al. (2004), Carreras et al. (2006) and Reece et al. (2006). Hybrids from the Brazilian population were not considered. *N* sample size, *h* haplotype or genetic diversity, *π* nucleotide diversity. *RJ* Rio de Janeiro, *ES* Espírito Santo, *BA* Bahia, *SE* Sergipe, *ERG* Elevação do Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brazil; *Mexico* Quintana Roo; *USA* United States, Florida northern Gulf of Mexico (FL-NG), Florida southern Gulf of Mexico (FL-SG), Florida southern Atlantic coast (FL-SA), Florida northern Atlantic coast (FL-NA), Dry Tortugas (DT), Georgia (GA), South Carolina (SC), North Carolina (NC); *Greece* Kiparissia Bay; *AM* Azores and Madeira; *MT* Mediterranean

[a] CC × LO hybrids from Sergipe ($N = 14$) were not included in the calculation

and Espírito Santo ($F_{ST} = 0.005$, $P = 0.441$), or between Bahia and Sergipe ($F_{ST} = -0.026$, $P = 0.999$). Estimates of maternal gene flow (*Nm*) were very high between Rio de Janeiro and Espírito Santo ($Nm = 99.115$) and between Bahia and Sergipe ($Nm = \infty$), and moderate among the other rookeries (Table 3). The same pattern was observed with the exact test of population differentiation (supplementary Table S2, Supplementary Material online). These data suggest that Brazil has two loggerhead genetic population units: one represented by Rio de Janeiro and Espírito Santo (southern stock), and the other by Bahia and Sergipe (northern stock). AMOVA global F_{ST} (0.116, $P = 0.000$) indicated significant genetic structuring among the Brazilian sampled rookeries. However, AMOVA *F*-statistics did not confirm this two-stock structure ($F_{CT} = 0.190$, $P = 0.352$, data not shown).

When considering Atlantic-wide rookeries, pairwise F_{ST} revealed significant differentiation among all sampled sites (Table 3). The same pattern was observed with the exact test of population differentiation (supplementary Table S2, Supplementary Material online). Estimates of maternal gene flow (*Nm*) were higher between Mexico and Greece ($Nm > 1$) and between Mexico and Turkey ($Nm > 2$), and lower among the other rookeries (Table 3). The higher *Nm* values involving Brazil were between the Brazilian rookeries and USA ($Nm > 1$). Despite non-significant AMOVA *F*-statistics ($P > 0.05$; data not shown), AMOVA global F_{ST} (0.599, $P = 0.000$) indicated the existence of a strong genetic structuring among the global sampled rookeries.

Haplotype relationships

A TCS network with all loggerhead haplotypes from Brazil and Atlantic-wide rookeries (Fig. 2) revealed that the rookery haplotypes from Brazil and some from USA were closely related. These USA haplotypes included CC-A1 (the most frequently detected haplotype in western North Atlantic rookeries), CC-A11 and CC-A14.

Demographic history

Because of the pairwise F_{ST} results (Table 3), we made mismatch distribution analyses for the two Brazilian stocks (northern: Sergipe and Bahia, and southern: Espírito Santo and Rio de Janeiro) and for the combined Brazilian stocks. Mismatch distributions were all unimodal due to the small number of haplotypes and substitutions among them (supplementary Figure S1, Supplementary Material online). Greece and Turkey also exhibited unimodal distributions while Mexico and USA had multimodal distributions (data not shown). These data suggest that Brazil has experienced recent demographic and spatial expansions, as well as Greece and Turkey, resulting from bottlenecks or founder effects.

Tajima's *D* and Fu's *Fs* are expected to be negative when genetic structure has been influenced by rapid population expansion, and this pattern is seen for Brazil ($D = -0.82072$, $Fs = -1.50394$), Brazilian southern stock ($D = -1.01327$, $Fs = -2.32952$), and Greece ($D = -1.05129$, $Fs = -0.42766$). The neutrality tests did not confirm the expansion scenario for the Brazilian northern stock and Turkey.

The Mantel test for the Brazilian rookeries indicated non-significant correlation between genetic and geographic distances ($r = 0.867$, $P = 0.122$). For all Atlantic and Mediterranean rookeries, the Mantel test suggested the isolation by distance model ($r = 0.564$, $P = 0.003$).

Table 3 Genetic differentiation (pairwise F_{ST}) between the eight loggerhead turtle rookeries (below diagonal) and estimation of the number of migrants per generation (*Nm*; above diagonal)

Rookeries	RJ	ES	BA	SE	MX	USA	GR	TR
RJ		99.115	1.904	2.104	0.007	1.248	0.000	0.005
ES	0.005		2.657	3.023	0.009	1.305	0.001	0.007
BA	0.208*	0.158*		∞	0.016	1.342	0.004	0.012
SE	0.192*	0.142*	−0.026		0.016	1.355	0.003	0.012
MX	0.987*	0.983*	0.969*	0.969*		0.607	1.432	2.307
USA	0.286*	0.277*	0.271*	0.269*	0.452*		0.490	0.553
GR	0.999*	0.998*	0.993*	0.993*	0.259*	0.505*		0.486
TR	0.989*	0.987*	0.976*	0.977*	0.178*	0.475*	0.507*	

∞ means infinite

The significance of permutation test (10,000 permutations) is shown for * $P < 0.05$. Data from the present study and compilation by Bowen et al. (2004). *RJ* Rio de Janeiro, Brazil; *ES* Espírito Santo, Brazil; *BA* Bahia, Brazil; *SE* Sergipe, Brazil; *MX* Mexico; *USA* United States; *GR* Greece; *TR* Turkey

Mixed stock analysis

Nineteen individuals in the ERG foraging aggregation sample were excluded from the analysis because they represented orphaned haplotypes (18 individuals with CC-A33 and 1 individual with CC-A35). All chains consistently indicated a major contribution to the ERG foraging aggregation from Brazil (mean 59.5%) and a non-significant contribution from the USA, Mexico, and Turkey (Table 4). This result is expected due to the presence of the Brazilian exclusive haplotype (CC-A4) in 59 out of 106 individuals from the foraging aggregation used for the MSA. The second highest contribution detected by MSA was from Australia (28.5%), because haplotype CC-A34 has only been reported from Australian rookeries. Another significant contribution was also detected from Greece, due to the presence of CC-A2 among the Brazilian foraging aggregation, which is present at high frequencies in Greece. Although CC-A2 is also frequently observed in USA, the MSA takes into account that the contribution from a particular rookery should include all of the most frequent haplotypes.

Discussion

Genetic composition and haplotype relationships

Endemic haplotypes (CC-A4, CC-A24, CC-A25), found only in Brazilian rookeries, create a unique Brazilian haplotype profile (Table 1). The CC-A4 haplotype is common to all Brazilian rookeries and foraging areas (Fig. 1). This fact, associated with the Brazilian low nucleotide diversity (Table 2) and phylogenetic proximity among rookery haplotypes (data not shown), suggests a common origin, with CC-A4 the probable ancestral haplotype of Brazilian populations. The phylogenetic proximity between CC-A1 and CC-A4 haplotypes suggests that the colonization of Brazilian rookeries could have been from the USA stock. Because the Brazilian rookeries also show low genetic diversity values (Tables 1, 2) and low divergence between those haplotypes, the Brazilian populations were probably colonized recently. As genetic diversity decreases from northern to southern Brazil, we suggest that colonization of the rookeries followed a north to south route along the coastline, probably influenced by the Brazilian warm current which flows north to south. At times of glacial retreats, loggerhead nesting and foraging habitats expanded into higher latitudes. Encalada et al. (1998) suggested that, during these interglacial periods, an equatorial lineage may have colonized northern latitudes along the Florida peninsula, which explains the existence of different phylogenetic lineages in USA. We believe that colonizations in Brazil followed the same pattern. Our hypothesis is supported by the fact that loggerheads show the propensity for occasional long distance colonization, as indicated by the widespread distribution of some haplotypes.

For the first time, CC-A2, CC-A11, CC-A33, CC-A34 and CC-A35 haplotypes were reported for a Brazilian foraging aggregation (ERG). CC-A2 and CC-A11 have been reported from northwestern Atlantic rookeries, and CC-A2, also from Mediterranean rookeries. Haplotype CC-A34 has been reported from Australia (Bowen et al. 1995). The occurrence of these haplotypes is consistent with the transoceanic migratory behavior of loggerheads. The source rookeries for CC-A33 and CC-A35 haplotypes are unknown.

Foraging aggregations generally show higher diversity indices than rookeries (Table 2) because rookeries host philopatric females while foraging aggregations can receive individuals from many source rookeries. The occurrence of CC-A4, an endemic Brazilian haplotype, in the ERG aggregation indicates that those turtles belong to the Brazilian loggerhead genetic stock, which was corroborated by

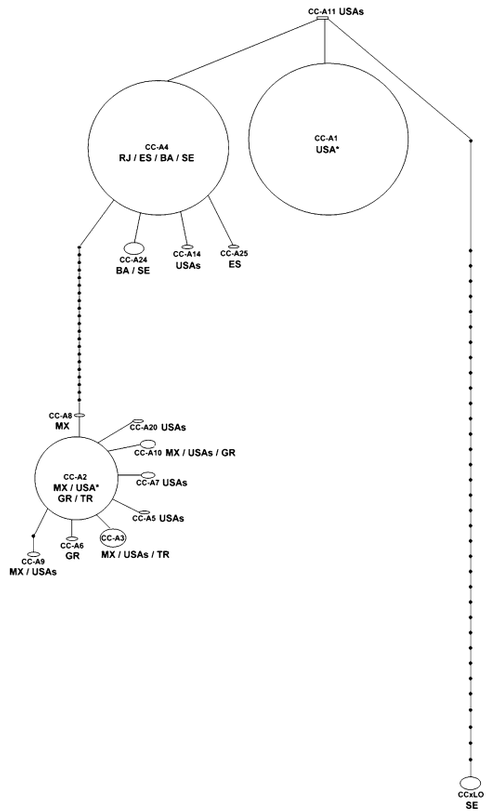


Fig. 2 TCS network of loggerhead turtle mtDNA haplotypes from Atlantic and Mediterranean rookeries. *Lines* between haplotypes represent one mutational step; *small black circles* are hypothetical haplotypes; the *rectangle* identifies the most probable ancestral haplotype according to the coalescent theory. *Circles/ovals* are approximately proportional to haplotype frequencies. *RJ* Rio de Janeiro, Brazil; *ES* Espírito Santo, Brazil; *BA* Bahia, Brazil; *SE* Sergipe, Brazil; *MX* Mexico; *USAs* southern United States; *USA** southern and northern United States; *GR* Greece; *TR* Turkey

the MSA results (Table 4). However, the ERG aggregation is a mixed stock with haplotypes from worldwide rookeries. The haplotypes CC-A33, CC-A34 and CC-A35 form an independent cluster in phylogenetic reconstructions (data not shown) and probably have a common origin. The MSA results (Table 4) must be interpreted with care. MSA assumes that all source rookeries are known, but African and Indo-Pacific rookeries have been very poorly surveyed. Thus, the proposed contributions from Australia and Greece may well derive from rookeries on the west coast of Africa or Indo-Pacific rookeries.

Genetic structure

Our results suggest the existence of two Brazilian loggerhead genetic stocks: the northern stock (Sergipe and Bahia rookeries), and the southern stock (Espírito Santo and Rio de Janeiro rookeries). Results of pairwise F_{ST} and exact tests of population differentiation indicate that these two population units exist (Table 3 and supplementary Table S2, Supplementary Material online). However, AMOVA results do not support population differentiation, and *Nm* values are inconclusive. Extremely high *Nm* values ($Nm = \infty$) were estimated between the rookeries within the two proposed stocks (Table 3). *Nm* values were much lower (≤ 3) between the other rookeries, but all values were greater than 1. In general, *Nm* values greater than one indicate that gene flow is sufficient to prevent divergence of isolated gene pools by genetic drift (Wright 1951; Birky et al. 1983; Slatkin 1987). However, *Nm* values based just on mtDNA data must be interpreted with caution, because estimates are derived exclusively from single haploid genealogies. So, these data should be viewed as general indicators of the magnitude of genetic exchange. We strongly recommend complementary studies based on biparentally inherited nuclear markers.

Pairwise F_{ST}, exact test of population differentiation, *Nm* estimation, and AMOVA indicated strong genetic structuring among global rookeries (Table 3 and supplementary Table S2, Supplementary Material online). These data corroborate the natal homing behavior of loggerheads on a global scale. If female loggerheads return to natal sites for nesting, then rookeries would show pronounced differences with respect to female-transmitted genetic markers such as mtDNA (Bowen et al. 1994). However, natal homing in loggerhead turtles cannot be absolute, because new rookeries must be colonized by turtles hatched elsewhere.

Demographic history

The TCS network (Fig. 2) indicated that rookery haplotypes from Brazil are closely related to some from USA, especially from the south, suggesting that the Brazilian rookeries could have been colonized from the southern USA stock. The same pattern was supported by Nested Clade Analysis (NCA, data not shown), that indicated restricted gene flow/dispersal but with some long distance dispersal among western Atlantic rookeries (southern USA and Brazil). Encalada et al. (1998) suggested that northerly USA colonization occurred from southern USA ancient lineages during recent interglacial periods. Our data indicate that Brazilian rookeries may have had the same origin. Neutrality tests and mismatch distribution analysis (supplementary Figure S1, Supplementary Material online) suggest that the Brazilian rookeries have

Table 4 Estimated contributions of six loggerhead rookeries to the aggregation in Elevação do Rio Grande, Brazil, based on Bayesian Markov Chain Monte Carlo (MCMC) mixed stock analysis

Stock	Mean	SD	2.5%	Median	97.5%	MCMC Sample
Brazil	0.5950	0.0903	0.4610	0.5722	0.7861	81000
Mexico	0.0056	0.0155	0.0000	0.0003	0.0484	81000
USA	0.0025	0.0063	0.0000	0.0002	0.0206	81000
Greece	0.1049	0.0402	0.0031	0.1060	0.1814	81000
Turkey	0.0067	0.0178	0.0000	0.0003	0.0615	81000
Australia	0.2852	0.0913	0.1019	0.3079	0.4257	81000

Mean values are shown with SD. The 2.5 and 97.5% values indicate the upper and lower bounds of the 95% confidence interval

experienced sudden demographic and spatial expansions, resulting from bottlenecks or founder effects. Thus, Brazilian rookeries were colonized recently in loggerhead evolutionary history, which is supported by the low genetic and nucleotide diversity of the Brazilian rookeries (Table 2). We propose that this recent colonization followed a northern to southern route along the Brazilian coastline, following the Brazilian warm current, although the isolation by distance model was not supported by the Mantel test. This hypothesis is corroborated by the haplotype distribution along the Brazilian coast, because diversity decreases from north to south (Fig. 1). Neutrality tests also indicated that the Brazilian southern stock is more recent than the northern one. Maritime current dynamics have changed through the years; this colonization hypothesis should be re-evaluated considering paleogeography and paleocurrents.

Results of the Mantel test supported the isolation by distance model between western Atlantic (northern and southern USA, and Brazil) and Mediterranean (Greece and Turkey) rookeries. This model results from spatially limited gene flow with gene dispersal only between adjacent areas. However, long distance colonization is essential to explain the current global distribution of loggerhead rookeries. Despite the great migratory capacity of loggerheads, isolation by distance is a result of their philopatric behavior. As females tend to return to their natal region to nest, it is expected that new colonizations would occur in adjacent areas. We suggest that the most recently colonized rookeries are Greece and Brazil. Colonization into the Mediterranean Sea was most likely accomplished within the last 10,000 years, after the Wisconsin glaciation (Encalada et al. 1998).

Conservation concerns

The existence of two loggerhead genetic population units in Brazil, as well as evidence of extensive hybridization between loggerheads and *L. olivacea*, will influence the development and implementation of appropriate management strategies in the country. The extent of hybridization between different species of the Family Cheloniidae must be investigated to understand the implications and causes of such events, and its impact on the genetic diversity and identity of those species. Natal homing in loggerhead females, which was corroborated by our data, means that each regional nesting population comprises an independent stock or an evolutionary significant unit (ESU). Thus, an extirpated rookery will not be reestablished over a timescale compatible with human interests. Although new nesting beaches must be occasionally colonized, the frequency of such events is low. Each ESU needs an adequate management plan, designed to meet its specific needs. There are still many sea turtle rookeries and foraging grounds that have not been sampled for genetic studies in the Atlantic and around the world. More studies are needed to fill these gaps. Due to the limited information provided by mitochondrial DNA markers, we recommend complementary analysis based on biparentally inherited nuclear markers to confirm and better understand the genetic structure and demographic history of loggerhead populations.

Acknowledgments We are grateful to CENPES/PETROBRAS (Centro de Pesquisas da PETROBRAS) for supporting the "Mamíferos e Quelônios Marinhos" project, which included this study. The Projeto TAMAR-ICMBio staff collected the samples and provided the necessary field assistance. We acknowledge CAPES, PROCIÊNCIA-SR2-UERJ, FAPERJ and CNPq/MCT for fellowships and grants. The present study followed all ethical guidelines and legal requirements of Brazil for sampling an endangered species.

References

Abreu-Grobois FA, Horrocks J, Formia A, Dutton P, LeRoux R, Vélez Zuazo J, Soares L, Meylan A (2006) New mtDNA D-loop primers which work for a variety of marine turtle species may increase the resolution of mixed stock analysis. In: Frick M, Panagopoulous A, Rees AF, Williams K (eds) Proceedings of the 26th annual symposium on sea turtle biology and conservation. International Sea Turtle Society, Athens, Greece. Available from http://www.iucnmtsg.org/genetics/meth/primers/abreu_grobois_etal_new_dloop_primers.pdf

ACCSTR (2008) Archie Carr center for sea turtle research. Marine turtle DNA sequence patterns. University of Florida. Available from http://www.accstr.ufl.edu/ccmtdna.html. Accessed 15 Jan 2009

Avise JC, Bowen BW, Lamb T, Meylan AB, Bermingham E (1992) Mitochondrial DNA evolution at a turtle's pace: evidence for low genetic variability and reduced microevolutionary rate in the Testudines. Mol Biol Evol 9:457–473

Birky CW, Maruyama T, Fuerst P (1983) An approach to population and evolutionary genetic theory for genes in mitochondria and chloroplasts, and some results. Genetics 103:513–527

Bjorndal KA, Bolten AB (2008) Annual variation in source contributions to a mixed stock: implications for quantifying connectivity. Mol Ecol 17:2185–2193

Bolten AB (2003) Active swimmers—passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) Loggerhead sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp 63–78

Bolten AB, Bjorndal KA, Martins HR, Dellinger T, Bicoito MJ, Encalada SE, Bowen BW (1998) Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. Ecol Appl 8:1–7

Bowen BW (2003) What is a loggerhead turtle? The genetic perspective. In: Bolten AB, Witherington BE (eds) Loggerhead sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp 7–27

Bowen BW, Karl SA (2007) Population genetics and phylogeography of sea turtles. Mol Ecol 16:4886–4907

Bowen BW, Kamezaki N, Limpus CL, Hughes GL, Meylan AB, Avise JC (1994) Global phylogeography of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) as indicated by mitochondrial DNA haplotypes. Evol Int J Org Evol 48:1820–1828

Bowen BW, Abreu-Grobois FA, Balazs GH, Kamezaki N, Limpus CJ, Ferl RJ (1995) Trans-Pacific migrations of the loggerhead sea turtle demonstrated with mitochondrial DNA markers. Proc Natl Acad Sci USA 92:3731–3734

Bowen BW, Bass AL, Chow S-M, Bostrom M, Bjorndal KA, Bolten AB, Okuyama T, Bolker BM, Epperly S, Lacasella E, Shaver D, Dodd M, Hopkins-Murphy SR, Musick JA, Swingle M, Rankin-Baransky K, Teas W, Witzell WN, Dutton PH (2004) Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). Mol Ecol 13:3797–3808

Bowen BW, Grant WS, Hillis-Starr Z, Shaver DJ, Bjorndal KA, Bolten AB, Bass AL (2007) Mixed-stock analysis reveals the migrations of juvenile hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Sea. Mol Ecol 16:49–60

Bugoni L, Krause L, Petry MV (2001) Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. Mar Poll Bull 42:1330–1334

Carr A (1986) Rips, FADS, and little loggerheads. Bioscience 36:92–100

Carr A (1987) New perspectives on the pelagic stage of sea turtles development. Conserv Biol 1:103–121

Carreras C, Pont S, Maffucci F, Pascual M, Barceló A, Bentivegna F, Cardona L, Alegre F, SantFélix M, Fernández G, Aguilar A (2006) Genetic structuring of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the Mediterranean Sea reflects water circulation patterns. Mar Biol 149:1269–1279

Castelloe J, Templeton AR (1994) Root probabilities for intraspecific gene trees under neutral coalescent theory. Mol Phyl Evol 3:102–113

Clement M, Posada D, Crandall K (2000) TCS: a computer program to estimate gene genealogies. Mol Ecol 9:1657–1659

Damato ME, Corach D (1996) Genetic diversity of populations of the freshwater shrimp *Macrobrachium borelli* (Cardidea, Palaemonidae) evaluated by RAPD analysis. J Crustac Biol 16:650–655

Encalada SE, Bjorndal KA, Bolten AB, Zurita JC, Schroeder B, Possardt E, Sears CJ, Bowen BW (1998) Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the Atlantic and Mediterranean as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. Mar Biol 130:567–575

Excoffier L, Slatkin M (1995) Maximum-likelihood estimation of molecular haplotype frequencies in a diploid population. Mol Biol Evol 12:921–927

Excoffier L, Smouse PE, Quattro JM (1992) Analysis of molecular variance inferred from metric distances among DNA haplotypes—application to human mitochondrial DNA restriction data. Genetics 131:479–491

Excoffier L, Laval G, Schneider S (2006) ARLEQUIN version 3.01: an integrated software package for population genetics data analysis. University of Bern, Institute of Zoology, Switzerland. Available from http://cmpg.unibe.ch/software/arlequin3

Fu YX (1997) Statistical tests of neutrality of mutations against population growth, hitchhiking and background selection. Genetics 147:915–925

Gelman A, Rubin DB (1992) Inference from iterative simulation using multiple sequences. Stat Sci 7:457–511

Hall TA (1999) BioEdit: a user-friendly biological sequence alignment editor and analysis program for Windows 95/98/NT. Nucleic Acids Symp Ser 41:95–98

Harpending RC (1994) Signature of ancient population growth in a low-resolution mitochondrial DNA mismatch distribution. Hum Biol 66:591–600

Harpending HC, Batzer MA, Gurven M, Jorde LB, Rogers AL, Sherry ST (1998) Genetic traces of ancient demography. Proc Natl Acad Sci USA 95:1961–1967

Huang X, Madan A (1999) CAP3: a DNA sequence assembly program. Genome Res 9:868–877

IUCN (2008) International union for the conservation of nature and natural resources. 2008 IUCN red list of threatened species. Available from http://www.iucnredlist.org/. Accessed 15 Jan 2009

Kotas JE, dos Santos S, de Azevedo VG, Gallo BM, Barata PC (2004) Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fish Bull 102:93–399

Laurent L, Casale P, Bradai MN, Godley BJ, Gerosa G, Broderick AC, Schroth W, Schierwater B, Levy AM, Freggi D, Abd El-Mawla EM, Hadoud DA, Gomati HE, Domingo M, Hadjichristophorou M, Kornaraky L, Demirayak K, Gautier CH (1998) Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. Mol Ecol 7:1529–1542

Limpus CJ, Miller JD, Parmenter CJ, Reimer D, McLachland N, Webb R (1992) Migration of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) turtles to and from eastern Australian rookeries. Wildl Res 19:347–358

Mantel N (1967) The detection of disease clustering and a generalized regression approach. Cancer Res 27:209–220

Marcovaldi MA, Chaloupka M (2007) Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endanger Species Res 3:133–143

Marcovaldi MA, Patri V, Thomé JC (2005) Projeto TAMAR-IBAMA: twenty-five years protecting Brazilian sea turtles through a community-based conservation programme. Marit Stud 3:39–62

Marcovaldi MA, Sales G, Thomé JC, Dias da Silva AC, Gallo BM, Lima EH, Lima EP, Bellini C (2006) Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts. Mar Turtle Newsl 112:4–8

Meylan AB (1982) Sea turtle migration-evidence from tag returns. In: Bjorndal KA (ed) Biology and conservation of sea turtles. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp 91–100

Nei M (1987) Molecular evolutionary genetics. Columbia University Press, New York

Pella J, Masuda M (2001) Bayesian methods for analysis of stock mixtures from genetic characters. Fish Bull 99:151–167

Pritchard PCH, Trebbau P (1984) The turtles of Venezuela. Contributions in herpetology 2, society for the study of amphibians and reptiles. Fundación de Internados Rurales, Caracas

Raymond M, Rousset F (1995) An exact test for population differentiation. Evol Int J Org Evol 49:1280–1283

Reece JS, Ehrhart LM, Parkinson CL (2006) Mixed stock analysis of juvenile loggerheads (*Caretta caretta*) in Indian River Lagoon, Florida: implications for conservation planning. Cons Gen 7:345–352

Reis EC (2008) Caracterização genética e filogeografia de populações de tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta* (Linnaeus,

1758) no litoral brasileiro. M.Sc. thesis, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro

Rogers AR, Harpending H (1992) Population growth makes waves in the distribution of pairwise genetic differences. Mol Biol Evol 9:552–569

Sales G, Giffoni BG, Barata PCR (2008) Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. J Mar Biol Assoc UK 88:853–864

Schneider S, Excoffier L (1999) Estimation of demographic parameters from the distribution of pairwise differences when the mutation rates vary among sites: application to human mitochondrial DNA. Genetics 152:1079–1089

Shanker K, Ramadevi J, Choudhury C, Singh L, Aggarwal RK (2004) Phylogeography of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) on the east coast of India: implications for conservation theory. Mol Ecol 13:1899–1909

Slatkin M (1987) Gene flow and the geographic structure of natural populations. Science 236:787–792

Snover ML (2002) Growth and ontogeny of sea turtles using skeletochronology: methods, validation and application to conservation. Ph.D. thesis, Duke University, Durham

Soto JMR, Serafini TZ, Celini AAO (2003) Beach strandings of sea turtles in the state of Rio Grande do Sul: an indicator of gillnet interaction along the southern Brazilian coast. In: Seminoff JA (ed) Proceedings of the 22nd annual symposium on sea turtle biology and conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503, p 276

Tajima F (1989) Statistical method for testing the neutral mutation hypothesis by DNA polymorphism. Genetics 123:585–595

Tamura K, Nei M (1993) Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. Mol Biol Evol 10:512–526

Templeton AR, Crandall KA, Sing CF (1992) A cladistic analysis of phenotypic associations with haplotypes inferred from restriction endonuclease mapping and DNA sequence data. III. Cladogram estimation. Genetics 132:619–633

Wright S (1951) The genetical structure of populations. Ann Eugen 15:323–354

Hematological profile of *Chelonia mydas* (Testudines, Cheloniidae) according to the severity of fibropapillomatosis or its absence[1]

Silmara Rossi[2*], Ticiana Zwarg[3], Thaís C. Sanches[2], Marina de O. Cesar[3], Max R. Werneck[4] and Eliana R. Matushima[5]

ABSTRACT.- Rossi S., Zwarg T., Sanches T.C., César M.O., Werneck M.R. & Matushima E.R. 2009. **Hematological profile of *Chelonia mydas* (Testudines, Cheloniidae) according to the severity of fibropapillomatosis or its absence.** *Pesquisa Veterinária Brasileira 29(12):974-978.* Depto Patologia, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Av. Prof. Dr. Orlando Marques de Paiva 87, Cidade Universitária, São Paulo, SP 05508-900, Brazil. E-mail: rossi.silmara@yahoo.com.br

The green turtle *Chelonia mydas* feeds and nests in the Brazilian coastal area and is considered an endangered species by the World Conservation Union (IUCN 2009) and threatened by the Red List of Brazilian Fauna (Ministério do Meio Ambiente 2009). Fibropapillomatosis is a disease characterized by benign skin tumors (fibropapillomas), and it is one of the main threats to the survival of this species. Studies suggest the involvement of viruses as infectious agents associated with environmental and genetic factors. Blood samples were collected from 45 turtles captured in the coastal area of the state of Sao Paulo, Brazil. From these, 27 were affected by fibropapillomas and 18 were tumor free. Biometrical data on the turtles, size, location and quantity of tumors were recorded. The area occupied by fibropapillomas per animal was calculated and four groups were determined according to severity of the disease or its absence. The objective of the study was to compare hemogram results of the sea turtles classified in these four groups. The lowest hematocrit value was observed in severely affected animals. In the hemoglobin assay, the highest value was observed in the group of tumor free turtles and the lowest, in animals severely affected. Lymphocyte counts and curved carapace length were on the verge of statistical significance.

INDEX TERMS: *Chelonia mydas*, green turtle, hematological profile, fibropapillomas.

RESUMO.- [**Perfil hematológico de *Chelonia mydas* (Testudines, Cheloniidae) de acordo com o grau de acometimento pela fibropapilomatose e sua ausência.**] *Chelonia mydas*, denominada tartaruga verde, é uma tartaruga marinha que frequenta o litoral brasileiro para alimentação e nidificação e é considerada em perigo de extinção pela IUCN (*World Conservation Union,* 2009) e ameaçada pela Lista Vermelha da Fauna Brasileira (Ministério do Meio Ambiente, 2009). A fibropapilomatose, doença caracterizada por tumores cutâneos benignos (fibropapilomas), é uma das mais importantes ameaças à sobrevivência dessa espécie. Pesquisas sugerem o envolvimento de agentes infecciosos virais em associação com fatores ambientais e genéticos. Foram colhidas amostras sanguíneas de 45 tartarugas provenientes do litoral do estado de São Paulo, Brasil, sendo 18 sem fibropapilomas e 27 acometidas. Dados de biometria das tartarugas, quantidade, localização e tamanho dos tumores foram anotados. Foi realizado o cálculo da área de fibropapilomas por animal e foram estipulados 4 grupos de acordo com o grau de acometimento e sua ausência. O objetivo foi realizar uma comparação entre os hemogramas das tartarugas marinhas classificadas nos 4 grupos. Ani-

[1] Received on August 10, 2009.
Accepted for publication on December 4, 2009.

[2] Programa de Pós-Graduação em Patologia Experimental e Comparada, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia (FMVZ), Universidade de São Paulo (USP), Av. Prof. Dr. Orlando Marques de Paiva 87, Cidade Universitária, São Paulo, SP 05508-900, Brazil. Autor para correspondência: rossi.silmara@yahoo.com.br

[3] Iniciação Científica, FMVZ-USP, São Paulo, SP.

[4] Projeto Tamar-Ibama Base Ubatuba/SP, Ruas Antonio Atanázio 273, Itaguá, Ubatuba, SP 11680-000, Brazil.

[5] Departamento de Patologia, FMVZ-USP, São Paulo, SP.

mais de grau grave apresentaram o menor valor para hematócrito. Para dosagem de hemoglobina, observou-se que o maior valor foi para o grupo de tartarugas sem fibropapilomas e o menor para o de grau grave. Os valores de linfócitos e comprimento curvilíneo da carapaça beiraram a significância estatística.

TERMOS DE INDEXAÇÃO: *Chelonia mydas*, tartaruga verde, perfil hematológico, fibropapilomas.

INTRODUCTION

Humans and turtles have been connected for a long time, since the men settled up in coastal areas and began several activities in the ocean. During countless generations, coastal communities depended on sea turtles and their eggs to obtain protein and other products. In many regions, turtle hunting is still practiced (Eckert et al. 2000). During the 20th century, predatory hunt of these animals considerably contributed for reducing the population of several species.

Sea turtles have important ecological functions, and are vital for the balance of the marine ecosystem, contributing for the health and maintenance of coral reefs, estuaries and sandy beaches (Eckert et al. 2000). Therefore, when they are protected, so are the seas and coastal areas (Frazier 1999). However, this aim may only be achieved with conservation and management plans that revert many years of population reduction.

Data on fibropapillomatosis in sea turtles suggest a viral origin (Herbst et al. 1998). However, demographic development, industrial and agronomic activities in sites located near beaches, bays and lakes may contribute for the increase in the incidence of the disease (Balazs 1991; Adnyana et al. 1997). The influence of environmental factors in the occurrence of the disease was also considered after studies carried out in Florida (Ehrhart 1991) and Hawaii (Balazs 1991). A study carried out in Baja California indicates that the effects of the economical development on coastal and marine ecosystems are still unknown (Gardner et al. 2003). Fibropapillomatosis is known to be related to the action of an alpha-herpesvirus called chelonid FP-associated herpesvirus (C-FP-HV), present in 100% of the natural occurrences and in 100% of the tumors induced by the inoculation of turtles kept in captivity (Ene et al. 2005). According to Brown, Lackovich and Klein (1999), chelonian herpesvirus associated to fibropapillomas in *Chelonia mydas*, *Caretta caretta* and *Lepidochelys olivacea* is a likely candidate for fibropapillomatosis etiological agent. For Herbst and Klein (1995) it is clear that the primary etiological agent in fibropapillomatosis is an infectious agent.

Fibropapillomas (Fig.1) is a benign tumor that can achieve 30cm of diameter (Lackovich et al., 1999) and it can involve the tegument being able to be in fins, eyes, base of the tail, oral regions, cervical, inguinal, axillary, carapace and cloacal (Herbst 1994, Jacobson et al. 1989). The disease is characterized by the presence of internal and external tumors (Herbst 1994). The lesions caused by fibropapillomas can interfere with the hydrodynamics and locomotion of these animals, compromising the feeding (Adnyana et al. 1997), being debilitanting and fatal (Aguirre et al. 1998).



Fig.1. Fibropapillomas in the green turtle, *Chelonia mydas*.

In Brazil, the first studies carried out in order to better understand the etiology of the tumors in sea turtles employed histopathological, immunohistochemical, ultrastructural, hematological and biochemical analyses (Matushima et al. 1999, 2001, Matushima 2003). After, studies were made by Rossi (2007) for blood profile examination and leukocytes function analysis, colleting blood samples from turtles with and without tumors.

The evaluation of hematological conditions of sea turtles using a complete hemogram is extremely important, both in healthy animals and in those affected by different degrees of fibropapillomatosis.

MATERIALS AND METHODS

Turtles, forms and sites of capture

Green turtles, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), used in the present trial were captured at different beaches in the city of Ubatuba, located in the Northern seaside of the state of Sao Paulo, Brazil (Latitude 45º, 26', 13" S. Longitude 45º, 4'W). This region was selected due to the constant presence of young green turtles feeding in the coastal area. Occasionally, some turtles were captured in beaches of other regions, such as Guarujá, SP (Latitude: 24º, 02' S. Longitude: 46º, 25' W), São Sebastião, SP (Latitude: 23º, 50' S. Longitude: 45º, 18' W), and Ilha Bela, SP (Latitude: 23°, 46' S. Longitude: 45°, 21' W). Only one specimen was captured in captivity by the Ibama in the city of Paraty, RJ (Latitude: 23º, 13', 04'' S. Longitude: 44º, 42', 47'' W).

Turtles were incidentally captured in fishing nets or stuck on the beach and were taken to the technicians at Projeto Tamar-Ibama, Ubatuba/SP Base. After being captured, animals were kept in captivity until they were fit to be released again.

Biometrical data were collected from each animal, such as body mass (BM), curved carapace length and width (CCL and CCW, respectively) and curved plastron length and width (CPL and CPW, respectively). Besides, the absence or presence of fibropapillomas,

as well as their quantity, size and location were also recorded. Fibropapilloma area per animal (sum of the areas of each tumor) was determined, leading to a classification in four groups.

The sex of the turtles was not determined because animals did not show external sexual dimorphism.

Collection of blood samples

Blood samples were collected from 45 specimens, 27 of them affected and 18 of them unaffected by fibropapillomas. The cervical venous sinus was punctured for blood collection, using the occipital bone as the reference for its location. Around 10 mL of blood were drawn from each animal, and samples were placed in identified tubes containing sodium heparin BD®. Tubes were kept under refrigeration until analyzed at the Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia at Universidade de São Paulo (FMVZ-USP). The aliquot to be used in blood extensions was placed in a tube without any anticoagulant agent. The interval between collection and analysis of the samples was no longer than 24 hours.

Analysis

Blood samples were tested as follows: Hematocrit (Ht) by the technique for determination of microhematocrit, using a microcentrifuge. Total counts of red blood cell (Eritr) and white blood cell (Leu) were performed in a Neubauer chamber, using Natt & Herrick (1952) diluent. Leukocyte count was carried through the blood smears made at the time of collection of blood samples, stained with May-Grünwald-Giemsa technique (Rosenfeld 1947); the reading was held in the optical microscope objective lens of 100X. The technique that was used to count Thrombocytes (Thromb) was performed by counting the number of these cells in 1000 erythrocytes counted. Hemoblobin assay (Hb) was determined by commercial Labtest® kit. Plasma proteins (Pl prot), using a refractometer and the erythrocyte indices (MCV: mean cell volume; MCH: mean corpuscular hemoglobin; MCHC: mean corpuscular hemoglobin concentration) were calculated from the total count of erythrocytes, hematocrit and hemoglobin.

Statistical analysis

Kruskal-Wallis non-parametric test were used in the statistical analysis of the results.

RESULTS

The macroscopic evaluation of the fibropapillomas showed that colors varied from pink to black, texture from smooth to wart-like, and size from 0.2 and 13.0cm. The amount of fibropapillomas per animal ranged from 2 to129.

Animals were grouped according to the absence of fibropapillomatosis (Group 0) and its presence in different levels (Group 1 to 3).

Animals affected were divided into three groups according with the severity of the disease (Table 1): 1 (slightly affected, up to 50cm^2), 2 (moderately affected,

Table 1. Areas of fibropapillomas

Turtles	Quantity	Area (cm^2)
T1	12	2.90
T2	63	181.82
T6	84	146.53
T9	23	222.13
T10	16	16.75
T11	85	17.99
T14	5	1.72
T15	33	131.76
T16	66	207.54
T18	13	49.30
T19	38	120.46
T20	39	135.01
T21	106	113.23
T22	34	105.27
T23	30	81.68
T24	16	28.51
T29	4	0.93
T30	37	98.31
T31	17	24.19
T34	10	21.83
T39	57	113.73
T40	129	62.63
T41	36	64.96
T42	84	117.09
T43	70	239.10
T45	2	13.08
T46	78	51.99

Table 2. Groups of green turtles affected and unaffected by fibropapillomas, captured in the coastal area of the state of Sao Paulo, from August 2005 to November 2006, according to the severity of the disease

Parameters	0 (n = 18)	1 (n = 10)	2 (n = 5)	3 (n = 12)*
CCL (cm)	36.47±1.00	44.95±3.75	48.5±5.78	44.25±2.13
Ht (%)	24.63±2.63	24.6±1,98	26±6.25	22.75±2.23
Eritr (10^5/mm^3)	3.69±0,52	3,80±0.31	4.65±0.95	4.34±0.60
Leu (/mm^3)	5545.45±1152.97	5300±720.2	5125±1532.63	7125±1267.49
Hb (g/dL)	7.11±0.71	6.94±0.61	7.10±1.59	6.41±0.68
MCV (fL)	61.82±8.30	65.77±4.13	56.01±4.71	62.6±7.65
MCH (pg)	21.79±3.25	18.55±1.48	15.38±1.15	17,47±2,10
MCHC (g/dL)	29.41±0,97	27.99±0.52	27.54±0.42	28.5±1.49
Pl prot (g/dL)	4.05±0.35	5.20±0.21	6±0.46	4.87±0.28
Het (/mm^3)	4316.36±1043.5	4939±886.07	7487.5±706.58	4266.25±1043.14
Eos (/mm^3)	171.81±26.01	213.5±63.68	385±182.68	123.7±48.53
Mon (/mm^3)	258,18±58,74	341±82.21	813.75±359.13	360.83±77.97
Lin (/mm^3)	799.09±163.12	856.5±149.36	1438.7±652.02	974.16±203.77
Thromb (10^3/mm^3)	16.5±3.08	11.30±1.88	22.83±5.22	16.16±1.76

Results are presented as means ± standard deviation. *One turtle from group 3 was not included in the statistical analysis of thrombocyte and differential leukocyte count.

2009
1 2 3 4 5

from 51 to 100cm^2), and 3 (severely affected, above 101cm^2). The number of thrombocytes and the differential count could not be carried out in one affected animal, because there were few cells in the blood extension, preventing its analysis. Hemogram and leukogram values for all animals are shown in Table 2.

DISCUSSION

As for the size of the animals (CCL), the lowest means were observed in unaffected animals. The lowest hematocrit value was observed in severely affected animals. In the study by Work & Balazs (1999), there was a progressive decrease from score 0 to 3. No progressive decrease in absolute leukocyte counts were observed, but there was an increase in score 3. In the hemoglobin assay, the highest value was observed in the group of tumor free turtles and the lowest, in animals severely affected. Mean corpuscular volume (MCV) was greater in score 1 and mean corpuscular hemoglobin (MCH) progressively decreased from unaffected animals to those moderately affected and increased in the severely affected ones. Mean corpuscular hemoglobin concentration (MCHC) was almost unchanged by the presence or absence of the disease. There was a progressive increase in the concentration of plasma protein concentration from score 0 to 2 and a decrease in score 3. Tumor free animals and those slightly affected showed lower absolute eosinophil counts, whereas animals moderately affected showed higher counts, different from the suggestion by Work & Balazs (1999): a progressive decrease in eosinophil counts as the severity of the disease increased. Statistical analysis showed no significant differences between four groups according to the severity of fibropapillomatosis or its absence. It is important to emphasize that there are many factors that can affect the values of the hematological profile and consequently the cellular function of sea turtles, such as anatomic site of venipuncture; age of the turtles; mechanism of thermoregulation, sex (McArthur et al. 2004). However, the interference of these factors was not evaluated in this work.

Fibropapillomatosis remains unclear in spite of the countless studies carried out all over the world. This situation causes concern, once this disease in considered one of the main causes in the reduction of *Chelonia mydas* population. It should be considered that young turtles affected may not survive and may not contribute to the preservation of the species.

The ever-growing environmental imbalance is one of the main responsible factors for the loss of animal habitats and this loss is the main cause of species extinction. Diseases possibly related to pollution, such as fibropapillomatosis, are another relevant factor in the reduction of animal populations and consequently in the increase in the severity of ecosystem imbalance.

It is necessary to increase the number of *C. mydas* with or without fibropapillomas evaluated in future studies in order to obtain more concrete and relevant results.

Acknowledgements.- To Projeto Tamar-Ibama, Ubatuba/SP Nase, Departamento de Patologia da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo (VPT-FMVZ/USP), CAPES for the Master's degree Grant, and FAPESP for financial support.

REFERENCES

Adnyana W., Ladds P.W. & Blair D. 1997. Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. Aust. Vet. J. 75(10):737-742.

Aguirre A.A., Spraker T.R., Balaz G.H. & Zimmerman B. 1998. Spirorchidiasis and fibropapillomatosis in green turtles from Hawaiian Islands. J. Wildl. Dis. 34(1):91-98.

Balazs G.H. 1991. Current status of fibropapillomas in the Hawaiian green turtle, *Chelonia mydas*, p.47-57. In: Balazs G.H. & Pooley S.G. (Eds), Research Plan for Marine Turtle Fibropapilloma. U.S. Department of Commerce, National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. NOAA-TM-NMFS-SWFSC 156.

Brown D.R., Lackovich,J.K. & Klein P.A. 1999. Further evidence for the absence of papillomaviruses from sea turtle fibropapillomas. Vet. Rec. 145:616-617.

Eckert K.L., Bjordnal K.A., Abreu-Grobois F.A. & Donnelly M. 2000. Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. Vol.4. Consolidated Grafic Communications, Pennsylvania. 265p.

Ehrhart L.M. 1991. Fibropapillomas in green turtles of the Indian River lagoon, Florida: Distribution over time and area, p.59-61. In: Balazs G.H. & Pooley S.G. (Eds), Research Plan for Marine Turtle Fibropapilloma. U.S. Department of Commerce, National Oceanographic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. NOAA-TM-NMFS-SWFSC 156.

Ene A., Su M., Lemaire S., Rose C., Schaff S., Moretti R., Lenz J. & Herbst L.H. 2005. Distribution of chelonid fibropapillomatosis associated herpesvirus variants in Florida: Molecular genetic evidence for infection of turtles following recruitment to neritic developmental habitats. J. Wildl. Dis. 41(3):489-497.

Frazier J. G. 1999. Conserving sea turtles and other natural resources. Proc. 13th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Georgia, p.23-27.

Gardner S.C., Pier M.D., Wesselman R. & Juárez J.A. 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. Marine Pollution Bulletin 46:1082-1089.

Herbst L.H., Greiner E.C., Ehrhart L.M., Bagley D.A. & Klein P.A. 1998. Serological association between spirorchidiasis, herpesvirus infection, and fibropapillomatosis in green turtles from Florida. J. Wildl. Dis. 34(3):496-507.

Herbst L.H. & Klein P.A. 1995. Green turtle fibropapillomatosis: Challenges to assessing the role of environmental cofactors. Environ. Hlth Perspect 103(4):27-30.

Herbst L.H. 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. Annu. Vet. Fisheries Dis. 4:389-425.

IUCN 2006. Red List of Theatened Species. Disponível em <http: // www.iucnredlist.org>. Acesso em 15 mar. 2009.

Jacobson E.R., Mansell J.L., Sundberg J.P., Hajjar L., Reichmann M.M., Ehrhart L.M., Walsh M. & Murru F. 1989. Cutaneous fibropapillomas of green turtles (*Chelonia mydas*). J. Comp. Pathol. 101:39-52.

Lackovich J.K., Brown D.R., Homer B.L., Garber R.L., Mader D.R., Moretti R.H., Patterson A.D., Herbst L.H., Oros J., Jacobson E.R., Curry S.S. & Klein P.A. 1999. Association of herpesvirus with fibropapillomatosis of the green turtle *Chelonia mydas* and the loggerhead turtle *Caretta caretta* in Florida. Diseases of Aquatic Organisms 37:89-97.

McArthur S., Wilkinson R. & Meyer J. 2004. Medicine and Surgery of Tortoises and Turtles. Blackwell Publishing, Malden, MA.

Matushima E.R. 2003. Fibropapilomas em tartarugas marinhas: aspectos histológicos, imuno-histoquímicos e ultra-estruturais. Tese de Livre-Docente em Patologia, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, USP, São Paulo. 111p.

Matushima E.R., Longatto-Filho A., Di Loretto C., Kanamura C.T., Ramos M.C.C., Sinhorini I.L. & Gallo B. 2001. Cutaneous papillomas of green turtles: A morphological, ultrastructural and immuno-histochemical study in brazilian specimens. Braz. J. Vet. Res. Anim. Sci. 38(2):51-54.

Matushima E.R., Longatto-Filho A., Di Loretto C., Kanamura C.T., Gallo B. & Baptistotte C. 1999. Cutaneous papillomas of green turtles: a morphological and immunohistochemical study in Brazilian specimens. Proc. 19th Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology, South Padre Island, Texas, p.237-239. U.S. Dept. Commerce NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC 443.

Ministério do Meio Ambiente (Brasil): Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Disponível em <http://www.mma.gov.br>. Acesso em 14 mar. 2009.

Natt M.P. & Herrick G.A. 1952. A new blood diluent for counting erythrocytes and leukocytes of the chicken. Poultry Sci. 31:735-738.

Rosenfeld G. 1947. Método rápido de coloração de esfregaços de sangue: noções práticas sobre corantes pancromáticos e estudo de diversos fatores. Mem. Inst. Butantan 20:315-328.

Rossi S. 2007. Estudo do impacto da fibropapilomatose em *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines, Cheloniidae). Dissertação de Mestrado em Ciências, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, USP, São Paulo. 104p.

Work T.M. & Balazs G.H. 1999. Relating Tumor score to hematology in green turtles with fibropapillomatosis in Hawaii. J. Wildl. Dis. 35(4):804-807.

Phyllomedusa 8(1):3-17, **2009**
© 2009 Departamento de Ciências Biológicas - ESALQ - USP
ISSN 1519-1397

Nest site selection and hatching success of hawksbill and loggerhead sea turtles (Testudines, Cheloniidae) at Arembepe Beach, northeastern Brazil

Thiago Zagonel Serafini[1], Gustave Gilles Lopez[2] and Pedro Luís Bernardo da Rocha[1]

[1] Departamento de Zoologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal da Bahia. Rua Barão de Geremoabo, s/n, Campus de Ondina, 40170-290, Salvador, BA, Brazil. E-mails: thiagoserafini@hotmail.com, peurocha@ufba.br.

[2] Fundação Pro-TAMAR. Caixa Postal 2219, 41950-970, Salvador, BA, Brazil. E-mail: guslopez@tamar.org.br.

Abstract

Nest site selection and hatching success of hawksbill and loggerhead sea turtles (Testudines, Cheloniidae) at Arembepe Beach, northeastern Brazil. Nest site selection influences the hatching success of sea turtles and represents a crucial aspect of their reproductive process. Arembepe Beach, in the State of Bahia, northeastern Brazil, is a known nest site for *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata*. For the nesting seasons in 2004/2005 and 2005/2006, we analyzed the influence of beach profile and amount of beach vegetation cover on nest site selection and the hatching success for both species. Loggerhead turtles nested preferentially in the sand zone, while hawksbill turtles demonstrated no preferences for either sand or vegetation zone. Beach vegetation was important in the modulation of nest site selection behavior for both species, but the amount of beach vegetation cover influenced (negatively) hatching success only for the hawksbill, mainly via the increment of non-hatched eggs. Hatching success, outside the tide risk zone, was not influenced by the position of the nests along the beach profile. The pattern of nest distribution by species indicated that management of nests at risk of inundation and erosion by the tide is more important for loggerhead turtles than for hawksbill turtles. Beach vegetation is an important factor in the conservation of these sea turtle species. Nests that are at risk due to tidal inundation and erosion can be translocated to any position along the beach profile without producing any significant effect on hatching success, as long as high densities of beach vegetation cover are avoided for hawksbill nests. It is important to point out that the pattern we report here for distribution of hawksbill nests along the beach profile could be due in part to the influence of pure and hybrid individuals, since there are reports of hybridization among hawksbills and loggerheads to the study site.

Keywords: Testudines, Cheloniidae, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, nesting preference, conservation, Brazil.

Received 7 November 2008.
Accepted 13 May 2009.
Distributed July 2009.

Resumo

Seleção de locais de nidificação e sucesso de eclosão da tartaruga-de-pente e da tartaruga-cabeçuda (Testudines, Cheloniidae) na Praia de Arembepe, nordeste do Brasil. Em tartarugas marinhas, a seleção de locais de desova influencia o sucesso de eclosão e representa um aspecto crucial de seu processo reprodutivo. A Praia de Arembepe (BA, Brasil) é um local de desova de *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata*. Durante as temporadas de nidificação de 2004/2005 e 2005/2006, analisamos a influência da posição do ninho ao longo do perfil da praia e da cobertura vegetal sobre a seleção de locais de desova e o sucesso de eclosão das duas espécies. *Caretta caretta* desovou preferencialmente em zonas da praia sem vegetação (zona de areia), enquanto *E. imbricata* não mostrou preferência pela zona de areia nem por locais dotados de cobertura vegetal (zona de vegetação). A vegetação foi importante para o comportamento de seleção de locais de desova para ambas as espécies, mas a quantidade de cobertura vegetal da praia influenciou (negativamente) apenas o sucesso de eclosão de *E. imbricata*, principalmente por meio do aumento de ovos não-eclodidos. Em locais sem risco de erosão e inundação pela ação da maré, o sucesso de eclosão não sofreu influência da posição dos ninhos ao longo do perfil da praia. O padrão de distribuição dos ninhos por espécie indicou que o manejo dos ninhos sujeitos a inundação e erosão pela ação da maré é mais importante para *C. caretta* do que para *E. imbricata*. A vegetação da praia é um fator importante para a preservação dessas espécies de tartarugas marinhas. Os ninhos ameaçados de inundação e erosão poderiam ser transferidos para qualquer outro local ao longo do perfil da praia sem qualquer efeito significativo sobre o sucesso de eclosão, contanto que locais com altas densidades de cobertura vegetal sejam evitados para os ninhos de *E. imbricata.* É importante salientar que o padrão encontrado para a distribuição dos ninhos de *E. imbricata* ao longo do perfil da praia poderia dever-se, em parte, à influência de indivíduos puros e híbridos, já que existem relatos de hibridização entre essa espécie e *C. caretta* para o local de estudo.

Palavras-chave: Testudines, Cheloniidae, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, preferência por locais de nidificação, conservação, Brasil.

Introduction

Nest site selection by turtles represents a crucial aspect of their reproductive biology as the environment where eggs are incubated directly influences hatchling survival (Ackerman 1997). Some environmental variables, like sand temperature (Yntema and Mrosovsky 1982), sand humidity (McGehee 1990) and rate of gas exchange between the nest and the environment (Ackerman 1980) are directly related to embryonic development. These variables differ across available nesting habitats due to such factors as grain size (Mortimer 1990, Foley *et al.* 2006), beach profile (Hays and Speakman 1993, Kamel and Mrosovsky 2006), and presence (or absence) of vegetation (Janzen 1994). Therefore, selection of a nest site by female turtles directly affects hatching success and thereby reproductive success.

Nest site locations vary among sea turtle species. Studies on leatherbacks (*Dermochelys coriacea*) have shown a great deal of intra-individual variation in nest site selection. For example, a single female will nest at different distances from the high tide line at each oviposition, resulting in a wide dispersion of the nests she produces. Such behavior results in many nests being laid near the high tide line, with a considerable loss of eggs due to beach erosion (Eckert 1987, Kamel and Mrosovsky 2004). On the other hand, studies on hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) have detected a more selective nesting behavior, with individual females systematically nesting far away from the high tide line and closer to vegetation (Kamel and Mrosovsky 2005). The differences between these species results in different frequencies of egg loss due to natural phenomena, like beach erosion and incubation environment. The presence of beach vegetation may also affect nest site selection, as some sea turtle populations choose nest sites associated (or not associated) with beach vegetation

(Horrocks and Scott 1991, Hays and Speakman 1993, Hays *et al.* 1995, Kamel and Mrosovsky 2004, 2005, 2006). Usually nesting beaches present a vegetation zone beyond the beach slope, namely on the beach berm. The influence of this vegetation zone on hatching success is poorly evaluated in the scientific literature.

Although populations differ in their choice of nest sites relative to the proximity of vegetation, studies focusing on this phenomenon have usually been restricted to implications for sex determination (Morreale *et al*. 1982, Spotila *et al*. 1987). Studies focusing on hatching success usually compare the open beach zones with vegetated zones (Horrocks and Scott 1991, Kamel and Mrosovky 2005, Karavas *et al*. 2005), without taking into account the effects of the amount of vegetation cover on top of the nests located in vegetated zones.

Understanding the influences of environmental variables, such as vegetative cover, on sea turtles nests is important for nest management. Nest management is a valuable practice adopted in many nesting sites, as it may reduce risks of predation, erosion and/or human threat (Wyneken *et al*. 1988, Eckert and Eckert 1990, Marcovaldi and Laurent 1996, Hitchins *et al*. 2004). Nests at risk due to erosion and flooding by tides are often transported to hatcheries or to safer places on the beach mainly on the beach berm, where the sand is covered by beach vegetation of varying density. This vegetation may influence the variables affecting egg incubation and hatchling emergence (Ackerman 1997, Carthy *et al*. 2003). Therefore, knowledge of the variability of hatching success along a variable vegetation profile is important for evolving management procedures aimed at increasing hatchling production.

The northern coast of state of Bahia, Brazil, including Arembepe Beach, is an important nesting area for sea turtles. Four sea turtle species nest on this beach, the loggerhead (*Caretta caretta*) and the hawksbill being predominant. The International Union for Conservation of Nature have categorized these species are as endangered and critically endangered, respectively (IUCN 2006). The other two species that nest on Arembepe Beach are the olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) and the green turtle (*Chelonia mydas*) (Marcovaldi and Marcovaldi 1999). It has been known for many years that at this site nests very close to the high tide line are at risk of erosion and inundation (Marcovaldi and Marcovaldi 1999). Therefore, such nests are transported to higher areas in the same beach on the morning following deposition. To increase the success of nest translocation on Arembepe Beach, a better understanding of species-specific nest site selection and the hatching success resulting from this selection is required. Additionally, although removal of beach vegetation for recreational purposes is common, the impact of vegetation removal on nesting sea turtles is currently unknown.

In this study we compared nest site selection between the loggerheads, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), and the hawksbills, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), on Arembepe Beach as well as the manner in which nest-site selection affects hatching success in these two species. In order to determine suitable areas for translocating nests at risk for both sea turtle species, and to maximize the hatching success of all nests at Arembepe, we evaluated the effects of nest location and vegetation cover on hatching success.

In Bahia's northern coast there are reports of hybridization among hawksbills and loggerheads. Lara-Ruiz *et al*. (2006) detected a frequency of 42% of the hawksbill females sampled in the region as hybrids of this two species. Behavioral comparisons between pure and hybrid hawksbills have not yet been undertaken but if there is a genetic aspect to determination of nesting behavior, it is possible that there are differences between pure and hybrid individuals. Therefore, the pattern we report here for distribution of hawksbill nests along the beach profile could be due in part to the influence of pure and hybrid individuals.

Specifically, we examined the effect of nest-to-vegetation distance and amount of vegetation cover on the success of loggerhead and hawksbill sea turtle nests. We tested the following hypotheses for both species: (i) there is preference for nesting either in exposed sand or in vegetated zones in the beach; (ii) nests are not uniformly distributed along the beach profile; (iii) for nests laid outside the risk zone (where erosion and flooding by tides results in little or no hatching success), hatching success varies with the position of the nest on the beach; and (iv) hatching success is affected by the density of beach vegetation cover around the nests.

Materials and Methods

Study Area

Arembepe Beach is located on the northern coast of Bahia, Brazil (12°45'45.7''S, 38°10'05.5''W) (Figure 1). Along its 3 km length, there is a small amount of urban development. During the summer season (December to March), the beach is used for recreation by large numbers of people, and frequented by a low volume of vehicular traffic. The Brazilian Program for Sea Turtles Conservation and Protection (Projeto TAMAR-ICMBio) has monitored sea turtle nesting activity on this beach since 1983 (Marcovaldi and Marcovaldi 1999).

Sand grains in the study area are medium-sized (0.25 mm). The beach is moderately inclined and reaches a frontal dune (of 4 m average height) fixed by a vegetation cover. The dominant beach vegetation species found on the berm are *Blutaparon portulacoides, Ipomoea asarifolia, I. pes-caprae, Spartina alterniflora, Canavalia rosea, Suriana maritima* and coconuts (*Cocus nucifera*), mostly on the dunes (Figure 2). Arembepe has a tropical climate with a rainy season lasting from March to August, and a dry season from September to February (Mafalda *et al.* 2004). The tide has a medium amplitude of 1.8/1.9 m. Nesting seasons for both species are predominantly from September to March.

Field seasons and nest monitoring

We collected data during the nesting season between August 1st and April 1st in 2004/2005

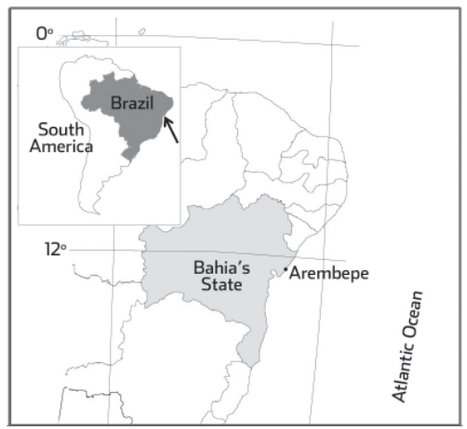


Figure 1 - Location of Arembepe Beach in Brazil.



Figure 2 - Partial view of Arembepe Beach. (a) sand zone, (b) vegetated zone, (c) dune, (d) stake indicating a nest.

and 2005/2006. Nest monitoring, excavation, translocation, and analysis of nesting distribution along the beach took place in both 2004/2005 and 2005/2006. Analyses of nest site selection and hatching success were only conducted in 2005/2006. Nest monitoring followed Projeto TAMAR-CMBio's methodology (Marcovaldi and Marcovaldi, 1999) and consisted of daily morning beach surveys, performed by a local agent hired by TAMAR. Eggs from nests at risk of tidal inundation and/or erosion (i.e., those very close to the high tide line) were removed from their original location on the morning following oviposition. They were carefully placed in a Styrofoam box in the same orientation in which they were removed from the nest, and then transported to a man-made nest higher than the high tide in the same part of the beach, usually on the berm of the beach. These sites varied in vegetation cover. Eggs were buried again in hand-made nests similar to those built by the turtles. All nests (*in situ* and translocated) were marked and monitored until hatchlings emerged. On the morning following emergence, we excavated nests to identify species and determine hatching success.

Beach zone preference

In 2005/2006 in order to analyze species preference for nesting sites, we quantified the availability of sand and vegetated zones (see below) and their use, in terms of proportion of nests per zone. Using a chi-square test, we tested the hypothesis that the proportion of nests laid by each species in the two zones differs from the proportion of available habitat made up by each zone.

To describe the pattern of nesting along the beach profile, we measured the following variables of all nests on the day after nest construction: (i) distance from the center of the nest cavity (=distance from the nest) to the highest tide line of the previous night; (ii) distance from the nest to the edge of the vegetated zone (nest-to-vegetation distance); and (iii) distance from the nest to the dune base (Figure 3). We considered the dune base to be the upper limit of availability of the nesting habitat, as the dune's incline poses difficulties for turtle nesting. The width of available sand zone and available vegetated zone was considered to be the perpendicular distance from the high tide line to the edge of the

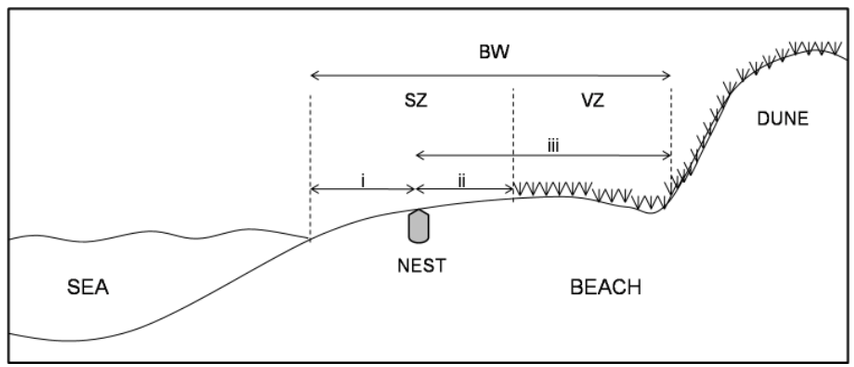


Figure 3 - Schematic representation of Arembepe Beach profile showing nest site variables measured in the present study. Legend: i = distance between the nest and the high tide line of the prior night; ii = nest-to-vegetation distance; iii = distance between the nest and the dune base; SZ = sand zone; VZ = vegetation zone; BW = beach width.

vegetated zone and the edge of the vegetated zone to the dune base, respectively. The proportion of the total beach width made up by the sand zone and vegetated zone were then calculated for each nest to determine the availability of each zone specific to each individual nest. The sand zone was characterized by the presence of only sand and the vegetation zone had sand and some vegetation covering it. The beach width was considered to extend from the high tide line to the dune base (Figure 3).

We compared the distribution of nests along the beach profile between the two sea turtle species using the nest-to-vegetation distance of each nest (data from 2004/2005 and 2005/2006). We then used a multiple regression test to analyze the influence of the beach width and the size of vegetated zone on the straight distance crawled by the turtle for nesting.

Hatching success

Hatching success was calculated as the number of offspring that left their egg shells as a proportion of the total number of the eggs present in the nest (Almeida and Mendes 2007). We excavated the nests on the morning following the emergence of the majority of hatchlings and counted the number of empty egg shells (hatchlings that emerged from the nest), of dead hatchlings (individuals that hatched, but died inside the nest) and non-hatched eggs (intact eggs with or without dead embryos). Hatching success was determined as the ratio of the number of live hatchlings (that had emerged or were still in the nest when excavated) to the total number of eggs in the clutch and calculated using the following equation: empty shells · 100 / (empty shells + dead hatchlings [and their empty shells] + non-hatched).

On the morning following emergence, we took digital pictures of a one square meter area with the nest at its center. Using the Jasc Paint Shop 7 software, we converted each picture to a black and white image in which black pixels represented areas covered by beach vegetation and the white pixels represent sand (Figure 4). We counted the number of white and black pixels per picture using the software *Área* feature, developed by the Physics Statistics and Complex Systems Group from Universidade Federal da Bahia (available at http://www.vivas.ufba.br/Area/Area.rar), and then we calculated the percentage of beach vegetation cover for each nest (Camacho *et al.* 2007).

Based on data collected during the 2005/2006 nesting season and using a multiple regression test, we evaluated the hypotheses that the nest-to-vegetation distance and the percentage of beach vegetation cover around the nest influence the hatching success for each of the two most common species.

In order to better understand the process underlying the effects of the nest-to-vegetation distance and the percentage of beach vegetation cover around the nest, we also evaluated scatter plots of vegetation cover versus the components of the hatching success (percentage of dead hatchlings and of the non-hatched eggs).

For the multiple regression analysis, we used only the nests that were not translocated (that is, only those that were left *in situ*). In order to analyze the effects of management on hatching success, we used an ANOVA to compare the hatching success between nests remaining *in situ* and those translocated (moved to other beach sites).

Statistical analysis

We set the significance level at 0.05 for statistical analysis. However, as the same tests were repeated for two species, we adjusted alpha values applying Bonferroni's correction (alpha/2) for each set of tests (Quinn and Keough 2004). We treated the following as different sets of tests: nesting zone preference analysis (chi-square test); nesting distribution analysis (multiple regression tests); and hatching success analysis (multiple regression

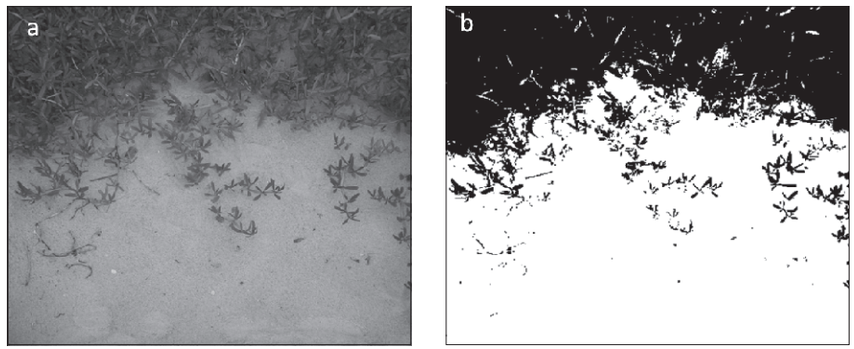


Figure 4 - Example of conversion of the digital picture of one square meter area around the nest (a) into black and white pixeld (b) used to quantify percentage of beach vegetation cover.

tests). All analyses were performed using SPSS 13.0 Software.

Results

Nesting and nest management

Loggerhead nests were more frequent (37 and 78 nests during the 2004/2005 and 2005/2006 nesting seasons, respectively) than hawksbills (34 nests per season) (Table 1). To avoid inundation and erosion risks due to tide movements, 31 loggerhead and five hawksbill nests were translocated from their original sites (Table 1).

Beach zones preferences

The availability of sand and vegetated zones on the beach based on measurements taken for both species at individual nests during the 2005/

Table 1 - Number (and percentage) of nests of loggerhead and hawksbill by management type (top) and beach zone (bottom) in Arembepe Beach during 2004/2005 and 2005/2006 nesting seasons.

	Loggerhead			**Hawksbill**		
	2004/2005	2005/2006	Total	2004/2005	2005/2006	Total
In situ	29 (78%)	55 (71%)	84 (73%)	30 (88%)	33 (97%)	63 (93%)
Relocated	8 (22%)	23 (29%)	31 (27%)	4 (12%)	1 (3%)	5 (7%)
Sand zone	28 (76%)	67 (86%)	95 (83%)	14 (41%)	18 (53%)	32 (47%)
Vegetation zone	9 (24%)	11 (14%)	20 (17%)	20 (59%)	16 (47%)	36 (53%)
Total	37	78	115	34	34	68

2006 nesting season was 62% and 38%, respectively. Loggerheads showed a significant preference for the sand zone (χ^2=18.5; gl=1; p<<0.001), while hawksbills showed no preference for either zone (χ^2=0.8; gl=1; 0.5>p>0.25) (Table 1).

Most of the nests for both species that were laid in the vegetated zone, were in areas with low beach vegetation cover (≤ 10%) (Figure 5).

The distribution of nest-to-vegetation distances differed between the species (Figure 6). Loggerhead nests were more widely distributed across the beach profile, and most of them (83%) were in the sand zone, while hawksbill nests were more frequent (53%) in the vegetated zone (Table 1). For both species, the majority of nesting occurred within 2 m of the edge of the vegetated zone. No nests were found on the dune.

The multiple regression models used to evaluate the effect of beach width and of vegetated zone on the straight-line distance crawled by the sea turtles for nesting were significant both for loggerheads (F=21.41; r^2=0.37; p<0.001) and for hawksbills (F=24.97; r^2=0.62; p<0.001). The tolerance was high for both tests (T=0.986 and T=0.793, respectively) showing that these factors are quite independent from each other. The partial analysis showed that beach width positively influenced the distance crawled by loggerhead (p<0.001) and by hawksbills (p<0.001), while the width of vegetated zone negatively influenced the distance crawled by loggerheads (p=0.004), but did not affect hawksbills (p=0.080) (Figure 7).

Hatching success

The multiple regression model used to evaluate the effect of the nest-to-vegetation distance (nest position on beach profile) and the percentage of beach vegetation cover, on the hatching success was significant for hawksbills (F=6.46; r^2=0.31; p=0.005) but not for loggerheads (F=2.42; r^2=0.09; p=0.100). The tolerances were high for both tests (T=0.694 and T=0.772, respectively). The partial analysis for hawksbills detected significant (negative) influence of percentage of beach vegetation cover (p=0.006) on hatching success, but showed no effect of distance to vegetative cover (p=0.673) (Figure 8).

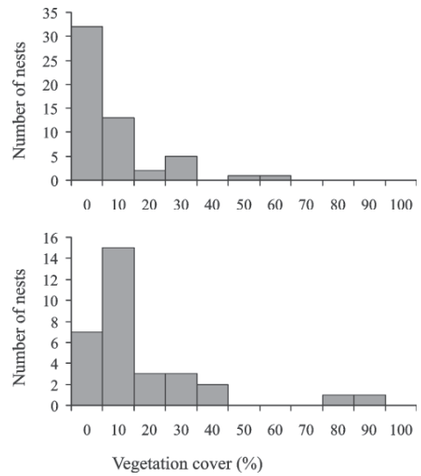


Figure 5 - Number of nests constructed by percent vegetation covers in Arembepe Beach (2005/2006 nesting season) for loggerhead (top) and hawksbill (bottom). The classes of percentage of vegetation cover were: 0 = 0%, 10 = 1 to 10%, 20 = 11 to 20% etc.

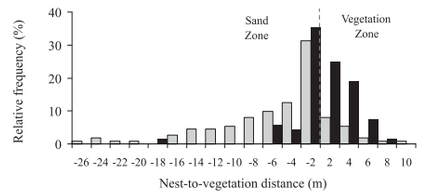


Figure 6 - Frequency distribution of nest-to-vegetation distance in Arembepe Beach (2004/2005 and 2005/2006 nesting season) for loggerhead (gray bars) and hawksbill (black bars).

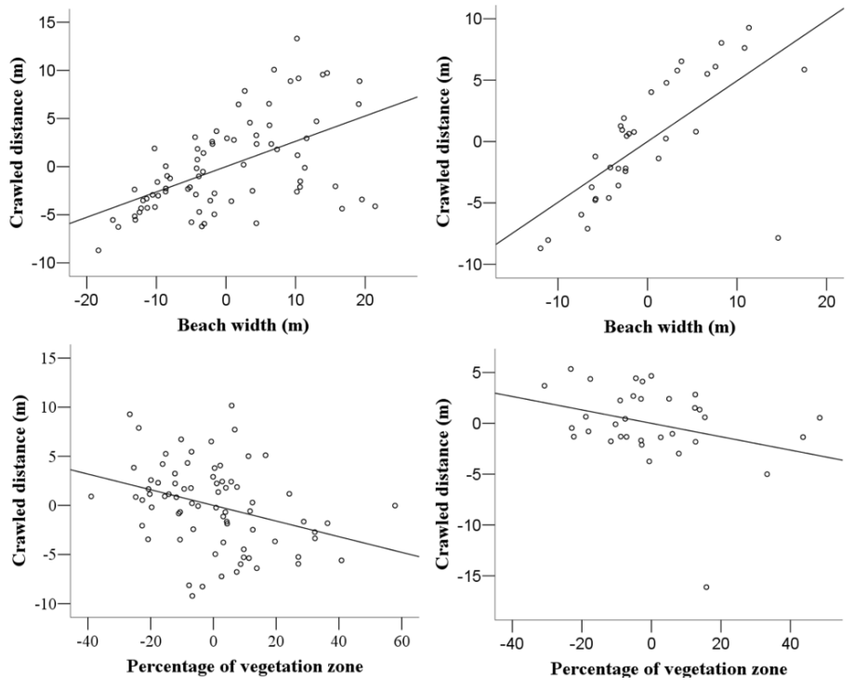


Figure 7 - Partial regression scatter plots showing the relationship between beach width (m) and straight distance crawled (m) by turtles to nest (top) and between percentage of the vegetation zone and straight distance crawled (m) (bottom) for loggerhead (left) and hawksbill (right) in Arembepe Beach (2005/2006 nesting season). The values are: b=slope, r^2=coefficient of determination, p=probability. Values on both axes represent residuals.

To better understand the negative effect of beach vegetation cover on hawksbill hatching success, we evaluated scatter plots of this factor against both the percentage of dead hatchlings and the percentage of non-hatched eggs (Figure 9). The percentage of dead hatchlings tended to decline with increasing percentage of beach vegetation cover. The percentage of non-hatched eggs tended to increase with increasing vegetation cover. Therefore, problems related to survival before hatching seemed to be the main cause for the significant relationship detected.

The hatching success of loggerhead nests left *in situ* (75.9±19.6%; n=84) was significantly higher (F=7.189; p=0.008) than of translocated nests (65.3±16.6%; n=31). For hawksbills, such a comparison was not possible due to the small number of translocated nests (n=5).

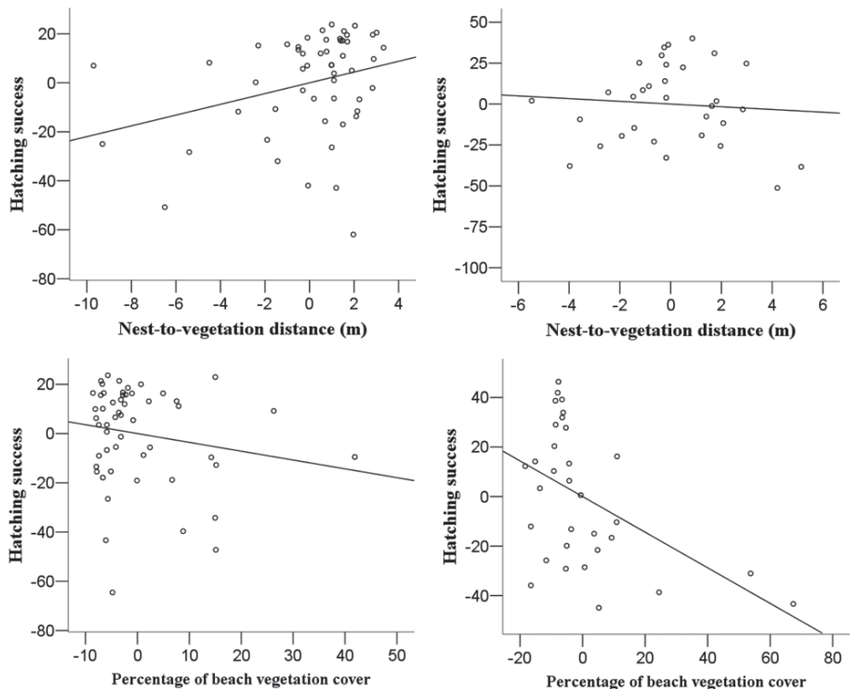


Figure 8 - Partial regression scatter plots showing the relationship between nest-to-vegetation distance (m) and hatching success (%) (top) and between percentage of beach vegetations cover and hatching success (%) (bottom) for loggerhead (left) and hawksbill (right) in Arembepe (2005/2006 nesting season). The values are: b=slope; r^2=coefficient of determination; and p=probability. Values on both axes represent residuals.

Discussion

Most nests recorded at Arembepe Beach in both seasons were of loggerheads. Bahia's northern coast is the main nesting area for the species in Brazil and one of the most important in the world (Marcovaldi and Chaloupka 2007). The hawksbill is the species responsible for the second highest number of nests in the Bahia northern coast, which represents its main and almost exclusive nesting site on the Brazilian coast (Marcovaldi *et al.* 2007).

In Arembepe, loggerheads nested preferentially in the sand zone, which is devoid of beach vegetation, while hawksbills presented no preferences either for the sand or the vegetation zone). Our methodological approach of evaluating preferential nesting zones based on the quantification of the availability of habitat (Lawlor 1980) is not normally found in the

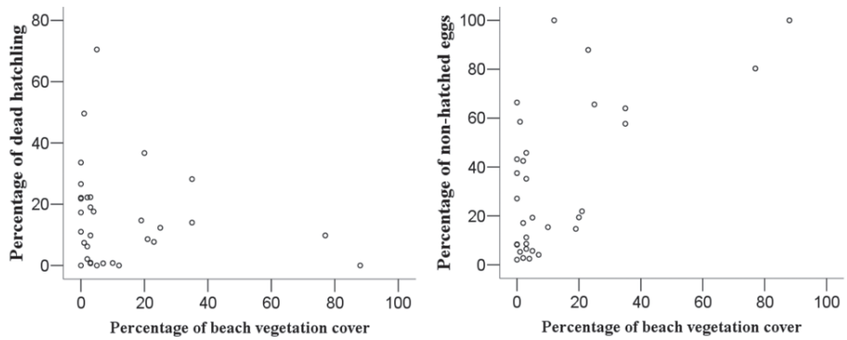


Figure 9 - Scatter plots showing the relationship between percentage of dead hatchlings and percentage of beach vegetation cover (left) and between percentage of non-hatched eggs and percentage of beach vegetation cover (right) for hawksbill in Arembepe (2005/2006 nesting season).

literature on sea turtles (Whitmore and Dutton 1985, Bjorndal and Bolten 1992, Blamires *et al.* 2003).

The frequency distribution of nests along the beach profile in Arembepe was different between species. Similar to the results of Hays and Speakman (1993) for the Mediterranean Sea and Hays *et al*. (1995) in Southeast Florida, the loggerheads nested predominantly in the sand zone, and most nests were found close to, but not within, the vegetation zone. Loggerhead females tended to crawl longer distances to nest in wider places on the beach, but tended to crawl shorter distances when the vegetation zone was wider. This suggests that vegetation may represent a landmark for unfavorable nesting habitat for this species. At variance with our results, Garmestani *et al*. (2000) reported that 111 of 236 loggerhead nests found in the Ten Thousand Islands, Florida were laid in the vegetation zone.

Hawksbills nested with equal frequency in the sand and vegetated zones. Occurrence of hawksbill nests in the vegetation zone is reported in other areas as well (Witzell 1983, Horrocks and Scott 1991, Kamel and Mrosovsky 2005, 2006). Most of the nests found outside the vegetation zone (as far away as 2 m) were very close to the periphery of this zone, showing that the species nested at greater distances from the sea than loggerheads. Indeed as the beach width increased, hawksbills nested farther from the sea. The relative widths of the vegetation and sand zones did not significantly affect the nesting by female hawksbills. In the present work, we evaluated population preferences not individual preferences. It is possible that there are individual differences in nesting site selection, as recorded for another hawksbill population in the Caribbean (Kamel and Mrovsky 2005).

Although most records of hawksbill nests indicate an association with the vegetation zone (Witzell 1983, Horrocks and Scott 1991, Kamel and Mrosovsky 2005), in Arembepe such nests occurred in areas with low percentages of beach vegetation cover. Usually, published works evaluate vegetation cover only as a subjective categorical variable (with and without vegetation cover) and do not quantify its

amount. Kamel and Mrosovsky (2005) evaluated the amount of vegetation cover, but unlike in our study, they evaluated the amount of cover by forest because at this Caribbean site hawksbill females nest in the area between the beach sand and the edge of the forest.

In our work, we followed Ackerman (1997), who suggested that the incubation environment is influenced by factors acting as far as 50 cm from the nest's center, and hence we evaluated percentage of vegetation cover in an area of one square meter around each nest based on quantification by digital pictures. Our methodology, based on Camacho *et al.* (2007), can be used to quantify the amount of ground vegetation covering the nests. However, it does not allow quantification of the taller mid-canopy or canopy vegetation for cases where nests are located under trees (Kamel and Mrosovsky 2005).

Many studies have evaluated nest site selection by sea turtles and its relationship to hatching success (Mortimer 1982, Withmore and Dutton 1985, Horrocks and Scott 1991, Hays and Speakman 1993, Wang and Cheng 1999, Garmestani *et al*. 2000, Wood and Bjorndal 2000, Ferreira-Junior *et al*. 2003, Kamel and Mrosovsky 2005). Those focusing on loggerheads and hawksbills generally did not find any association between hatching success and beach zones (Garmestani *et al.* 2000, Kamel and Mrosovsky 2005) or environmental variables, such as temperature, humidity, conductivity, or elevation (Wood and Bjorndal 2000). However, Hays and Speakman (1993) detected a positive association between distance to the sea and hatching success of loggerhead nests in Mediterranean beaches. Also Horrocks and Scott (1991) observed that hatching success of hawksbill nests in Barbados was highest on the beach's slope where most nests were located, and decreased above and below this location. These authors also detected that the hawksbill nests in Barbados were more frequent in the vegetation zone and that hatching success was higher there. However, Kamel and Mrosovsky (2005), at Guadeloupe, found no significant differences between the hatching success in vegetated and sand zones, although most of the nests were associated with the vegetated zone. In Brazil, Ferreira-Junior *et al.* (2003) reported that, when the nests subject to tide erosion were excluded from analyses, the loggerhead hatching success in Espírito Santo (Southeast Brazil) was higher for nests located in the open beach than for those located at the berm, which is normally covered with beach vegetation.

Similar to the results of Mortimer (1982) for green turtles at Ascension Island, we found no relationship between hatching success and the location of nests along the beach profile for hawksbills and loggerheads, nor did we observe increased hatching success in the areas with the highest concentration of nests. So we can conclude that in Arembepe there is no obvious relationship between nesting sites and hatching success. However, our results apply only to nests located above the tide line, where they are free from risks of erosion and flooding, because nests that are at risk by flooding are moved (Table 1). The hatching success in nests located below or very close the tide line would tend to be zero.

Similar to the results of Karavas *et al.* (2005), we found that beach vegetation cover had no influence on loggerhead hatching success, despite their avoidance of vegetation zones. On the other hand, hawksbill hatching success tended to reduce with increasing percentage of beach vegetation cover due mainly to the larger number of unhatched eggs in their nests. This significant result for Arembepe hawksbills, however, should be interpreted cautiously: it could represent either a spurious pattern due to the low numbers of nests in highly vegetated areas or a true pattern. If a true pattern, we should expect some level of avoidance of highly vegetated areas by hawksbills, which does not seem to be the case. An experimental study based on the relocation of nests in areas with different percentages of

beach vegetation cover could solve this question. Several authors have reported that roots surround eggs in vegetated zones (Whitmore and Dutton 1985, Witherington 1986, Hays and Speakman 1993), a fact that we also noticed in the vegetation zone at Arembepe Beach. These roots could in some way interfere with development as there is more root infiltration in vegetated areas than in open areas (Witherington 1986), and therefore, less water may be available for use by the incubating eggs (Carthy *et al.* 2003). To our knowledge, there have been no specific studies on the effects of roots on the survival of sea turtle embryos. In our study there was a tendency for the proportion of dead hatchlings to decline as vegetation cover increased suggesting that the primary negative effect of vegetation is during the embryo development phase.

Loggerhead hatching success in both nesting seasons was higher for *in situ* nests than for those translocated. However, even if nest translocation has a negative effects on hatching success (Eckert and Eckert 1990, Marcovaldi and Laurent 1996, Marcovaldi *et al.* 1999, Almeida and Mendes 2007), it may still be worthwhile to adopt the approach as a conservation strategy for nests at high risk of tide erosion, inundation, and thus, total loss.

Besides hatching success, other reproductive parameters are relevant for nest management, and must be taken under consideration. Hatchling sex ratio is one of them. But in this study we did not measure the effect of beach zones and vegetation cover on this parameter.

Useful conservation guidelines specific to this nesting beach can be derived from our results: (1) loggerhead nests near the high tide line and at risk of erosion and inundation can be translocated to the berm of the beach in order to increase overall hatching success; (2) to achieve maximum hatching success, hawksbill nests at risk should not be translocated to areas with dense beach vegetation cover; and (3) beach vegetation should be preserved as it influences nest distribution for both species.

Acknowledgements

We are indebted to Paulo Dias Ferreira Júnior, Paulo de Oliveira Mafalda Júnior and Luciano Soares e Soares for their helpful comments on a previous version of this manuscript. We are also indebted to two anonymous referees for their contributions to the manuscript. This work was supported by Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB, financial support to TZS, process number APR0337/2005), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq, research scholarship to PLBR, process number 304374/2006-7), and Projeto TAMAR-ICMBio (support to field work).

References

Ackerman, R. A. 1980. Physiological and ecological aspects of gas exchange by sea turtles eggs. *American Zoologist* 20: 575–583.

Ackerman, R. A. 1997. The nest environment and the embryonic development of sea turtles. Pp. 83–108 *in* P. L. Lutz and J. A. Musick (eds.), *The Biology of Sea Turtles*. Boca Raton. CRC Marine Science Series.

Almeida, A. P. and S. L. Mendes. 2007. An analysis of the role of local fisherman in the conservation of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Pontal do Ipiranga, Linhares, ES, Brazil. *Biological Conservation* 134: 106–112.

Bjorndal, K. A. and A. B. Bolten. 1992. Spatial distribution of green turtle (*Chelonia mydas*) nests at Tortuguero, Costa Rica. *Copeia* 1992: 45–53.

Blamires, S. J., M. L. Guinea and R. I. T. Prince. 2003. Influence of nest site selection on predation of flatback sea turtle (*Natator depressus*) eggs by varanid lizards in northern Australia. *Chelonian Conservation and Biology* 4: 557–563.

Camacho, A. G., V. Rios, J. G. Vivas-Miranda, and P. L. B. Rocha. 2007. Are lizards affected by fractal dimension of light entrance in forests? Pp. 1–7*in BIOMAT International Symposium on Mathematics and Computational Biology*. Manaus.

Carthy, R. R., A. M. Foley and Y. Matsuzawa. 2003. Incubation environment of loggerhead turtle nests: effects on hatching success and hatchling characteristics. Pp. 144–154*in* A. B. Bolten and B. E.

Witherington (eds.), *Loggerhead Sea Turtle*. Washington. Smithsonian Books.

Eckert, K. L. 1987. Environmental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss. *Herpetologica* 43: 315–323.

Eckert, K. L. and S. A. Eckert. 1990. Embryo mortality and hatch success in situ and translocated leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* eggs. *Biological Conservation* 53: 37–46.

Ferreira-Júnior, P. D., P. T. A. Castro, J. E. Addad, and M. Lorenzo. 2003. Aspectos fisiográficos das áreas de nidificação da tartaruga marinha *Caretta caretta* na praia da Guanabara, Anchieta, Espírito Santo. *Publicações Avulsas do Instituto Pau Brasil de História Natural* 7: 1–16.

Foley, A. M., S. A. Peck and G. R. Harman. 2006. Effects of sand characteristics and inundation on the hatching success of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) clutches on low-relief mangrove islands in southwest Florida. *Chelonian Conservation and. Biology* 5: 32–41.

Garmestani, A. S., H. F. Percival, K. M. Portier, and K. G. Rice. 2000. Nest-site selection by the loggerhead sea turtle in Florida's Ten Thousand Islands. *Journal of Herpetology* 34: 504–510.

Hays, G. C. and J. R. Speakman. 1993. Nest placement by loggerhead turtles, *Caretta caretta*. *Animal Behaviour* 45: 47–53.

Hays, G. C., A. Mackay, C. R. Adams, J. A. Mortimer, J. R. Speakman, and M. Boerema. 1995. Nest site selection by sea turtles. *Journal of the Marine Biology Association of the United Kingdom* 75: 667–674.

Hitchins, P. M., O. Bourquin and S. Hitchins. 2004. Nesting success of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Cousine Island, Seychelles. *Journal of Zoology* 264: 383–389.

Horrocks, J. A. and N. M. Scott. 1991. Nest site location and nest success in the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* in Barbados, West Indies. *Marine Ecology Progress Series* 69: 1–8.

IUCN. 2006. Red List of Threatened Species. [Available at http://www.iucnredlist.org; downloaded on 31 October 2008.]

Janzen, F. J. 1994. Vegetational cover predicts the sex ratio of hatchling turtles in natural nests. *Ecology* 75: 1593–1599.

Kamel, S. J. and N. Mrosovsky. 2004. Nest site selection in leatherbacks, *Dermochelys coriacea*: individual patterns and their consequences. *Animal Behaviour* 68: 357–366.

Kamel, S. J. and N. Mrosovsky. 2005. Repeatability of nesting preferences in the hawksbill sea turtle, *Eretmochelys imbricata*, and their fitness consequences. *Animal Behaviour* 70: 819–828.

Kamel, S. J. and N. Mrosovsky. 2006. Deforestation: risk of sex ratio distortion in hawksbill sea turtles. *Ecological Applications* 16: 923–931.

Karavas, N., K. Georghiou, M. Arianoutsou, and D. Dimopoulos. 2005. Vegetation and sand characteristics influencing nesting activity of *Caretta caretta* in Sekania beach. *Biological Conservation* 121: 177–188.

Lara-Ruiz, P., G. G. Lopez, F. R. Santos, and L. S. Soares. 2006. Extensive hybridization in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. *Conservation Genetics* 7: 773–781.

Lawlor, L. R. 1980. Overlap, similarity, and competition coefficients. *Ecology* 61: 245–251.

Mafalda Jr., P. O., C. Sinque, R. R. C. Brito, and J. J. Santos. 2004. Biomassa planctônica, hidrografia e pluviosidade na costa norte da Bahia, Brasil. *Tropical Oceanography* 32: 145–160.

Marcovaldi, M. A. and M. Chaloupka. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research* 3: 133–143.

Marcovaldi, M. A. and A. Laurent. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. *Chelonian Conservation and Biology* 2: 55–59.

Marcovaldi, M. A. and G. G. Marcovaldi. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation* 91: 35–41.

Marcovaldi, M. A., C. F. Vieitas and M. H. Godfrey. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 3: 301–307.

Marcovaldi, M. A., G. G. Lopez, L. S. Soares, A. J. B. Santos, C. Bellini, and P. C. R. Barata. 2007. Fifteen years of hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in northern Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 1–6.

McGehee, M. A. 1990. Effects of moisture on eggs and hatchlings of loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Herpetologica* 46: 251–258.

Morreale, S. J., G. J. Ruiz, J. R. Spotila, and E. A. Standora. 1982. Temperature-dependent sex determination: current practices threaten conservation of sea turtles. *Science* 216: 1245–1247.

Mortimer, J. A. 1982. Factors influencing beach selection by nesting sea turtles. Pp. 45–51*in* K. A. Bjorndal (ed.), *Biology and Conservation of Sea Turtles*, Washington. Smithsonian Institution Press.

Mortimer, J. A. 1990. The influence of beach sand characteristics on the nesting behavior and clutch survival of green turtles (*Chelonia mydas*). *Copeia* 1990: 802–817.

Quinn, G. P. and M. J. Keough. 2004. *Experimental Design and Data Analysis for Biologists*. New York. Cambridge University Press.

Spotila, J. R., L. C. Zimmerman, C. A. Binckley, J. S. Grumbles, D. C. Rostal, A. List Jr., E. C. Berger, K. M. Phillips, and S. J. Kemp. 1987. Effects of incubation conditions on sex determination, hatching success, and growth of hatchling desert tortoises, *Gopherus agassizii*. *Herpetological Monographs* 8: 103–116.

Wang, H-C. and I-J. Cheng. 1999. Breeding biology of the green turtle, *Chelonia mydas* (Reptilia: Cheloniidae), on Wan-An island, Peng-Hu archipelago. II. Nest site selection. *Marine Biology* 133: 603–609.

Whitmore, C. P. and P. H. Dutton. 1985. Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtles in Suriname. *Biological Conservation* 34: 251–272.

Witherington, B. E. 1986. Human and natural causes of marine turtle clutch and hatchiling mortality and their relationship to hatchiling production on an important Florida nesting beach. Unpublished M.Sc. Dissertation. University of Central Florida, Orlando.

Witzell, W. N. 1983. *Synopsis of Biological Data on the Hawksbill Turtle* Eretmochelys imbricata *(Linnaeus, 1766)*. FAO Fisheries Synopsis. 137 pp.

Wood, D. W. and K. A. Bjorndal. 2000. Relation of temperature, moisture, salinity, and slope to nest site selection in loggerhead turtles. *Copeia* 2000: 119–128.

Wyneken, J., T. J. Burke, M. Salmon, and D. K. Pedersen. 1988. Egg failure in natural and relocated sea turtle nests. *Journal of Herpetology* 22: 88–96.

Yntema, C. L. and N. Mrosovsky. 1982. Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. *Canadian Journal of Zoology* 60: 1012–1016.

Hemograma e bioquímica sérica de tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*) de vida livre e mantidas em cativeiro, no litoral norte da Bahia

Thaís Torres PIRES[1,2]
Gonzalo ROSTAN[2]
Thereza Cristina Calmon de BITTENCOURT[3]
José Eugênio GUIMARÃES[1]

1 - Departamento de Patologia e Clínicas da Escola de Medicina Veterinária da Universidade Federal da Bahia, Salvador-BA
2 - Projeto TAMAR-ICMBio, Mata de São João-BA
3 - Departamento de Produção Animal da Escola de Medicina Veterinária da Universidade Federal da Bahia, Salvador-BA

Correspondência para:
Thaís Pires; thais.vet@tamar.org.br, Cx. Postal 2219 Rio Vermelho, CEP: 40223-970 – Salvador – BA.

Recebido para publicação: 14/09/2007
Aprovado para publicação: 30/10/2008

Resumo

Com o objetivo de se obter dados que auxiliem na rotina clínica de tartarugas marinhas, realizou-se o hemograma e a determinação de alguns parâmetros bioquímicos séricos de fêmeas de tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*) de vida livre (n = 22), animais que desovam no Litoral Norte da Bahia, e em cativeiro (n = 5), animais mantidos no Centro de Visitantes do Projeto Tamar-ICMBio, na Praia do Forte, Brasil. Os valores obtidos para os dois grupos foram comparados, onde se observou diferença estatística significativa ($p<0,05$) para as contagens relativas e absolutas de eosinófilos e contagem relativa de monócitos dentre as variáveis do hemograma e, para a proteína total, globulina, glicose, colesterol e aspartato aminotransferase. Possivelmente, diferenças nas condições ambientais, nutricionais e reprodutivas, as quais estes animais foram submetidos, influenciaram nos resultados.

Palavras-chave:
Hemograma.
Bioquímica sérica.
Tartaruga marinha cabeçuda.

Introdução

Na investigação clínica de répteis, amostras sangüíneas podem ser facilmente obtidas e são de grande valor diagnóstico. Entretanto, a patologia clínica é uma área da medicina herpetológica que ainda necessita de vários estudos.[1] A bioquímica sérica representa uma importante ferramenta de monitoramento da saúde e estado fisiológico de tartarugas marinhas. Pesquisas sobre este tema podem fornecer informações fundamentais para a manutenção e conservação das populações selvagens destas espécies.[2,3,4,5] Alguns trabalhos foram realizados, porém a comparação dos dados obtidos é limitada devido às possíveis diferenças entre as populações, bem como as variações de técnicas utilizadas.[6,7] Fatores como idade, tamanho, sexo, sazonalidade, saúde, habitat e dieta podem afetar os parâmetros hematológicos, tanto em tartarugas marinhas como em répteis de maneira geral.[8,9] Além disso, as descrições de características morfológicas de células sangüíneas de quelônios marinhos são limitadas.[10,11,12]

Com a necessidade crescente de avaliação do estado de saúde em tartarugas marinhas, para uma possível manutenção de animais saudáveis em cativeiro e reabilitação de indivíduos de vida livre, se faz necessário um maior empenho em desenvolver estudos relacionados aos meios auxiliares de diagnóstico clínico, onde a avaliação hematológica possui grande destaque.[13]

Este trabalho propõe a determinação e comparação dos valores do hemograma e de alguns parâmetros da bioquímica sérica de tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*) selvagens que visitam o litoral norte da Bahia e de exemplares desta espécie criadas em cativeiro, obtendo-se assim valores que possam auxiliar no diagnóstico

clínico de enfermidades que acometem estes animais.

Material e Método

Foram analisados dois grupos distintos de tartarugas marinhas cabeçudas (*Caretta caretta*): animais de vida livre e animais em cativeiro. As amostras de sangue dos animais de vida livre foram coletadas de 22 exemplares fêmeas que desovam no Litoral Norte da Bahia, em áreas protegidas e monitoradas pelas bases do Projeto Tamar-ICMBio da Praia do Forte (12º34'S 38º00'W) e Arembepe (12º45'S 38º10'W), logo após a desova, durante as temporadas reprodutivas, setembro a março, de 2004/2005 e 2005/2006.

Para os animais em cativeiro, colheram-se amostras sangüíneas de cinco fêmeas que estão no Centro de visitantes do Projeto Tamar-ICMBio da base de Praia do Forte – Bahia, desde o nascimento, e com idades de 18 a 20 anos, no mês de março de 2006. Os mesmos são alimentados diariamente com três tipos de peixe: corvina, galo e sardinha, e mantidos em tanques com volume de 102 e 30 m^3, recebendo água diretamente captada do mar, em sistema aberto, que passa por filtros de areia.

As tartarugas foram mensuradas, e os valores médios do comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) foram de 1,00 m (±0,05) para os animais de vida livre e 0,96 m (±0,03) para aquelas mantidas em cativeiro, caracterizando-os assim animais adultos. Todos os animais foram avaliados clinicamente, onde se observou condição corporal, presença de ectoparasitas, tumores e lesões cutâneas, sendo coletadas amostras apenas dos animais considerados clinicamente saudáveis.

Após a contenção dos animais, segundo recomendações de Owens e Ruiz[14], cinco mililitros de sangue foram coletados do seio cervical dorsal de cada tartaruga. As amostras foram imediatamente armazenadas em tubos com heparina de sódio para a realização do hemograma, e em tubos sem anticoagulante para obtenção de soro, que foi congelado a -20ºC até o momento das análises bioquímicas. Em seguida foram enviadas e processadas no Laboratório de Patologia Clínica Veterinária da Escola de Medicina Veterinária da UFBA. As amostras de soro que se apresentaram lipêmicas foram desprezadas.

O volume globular (VG) foi determinado através da técnica de microhematócrito[15], enquanto que a concentração de hemoglobina, pelo método da cianometahemoglobina, através de kit comercial (Doles). As contagens de eritrócitos e leucócitos foram realizadas em Câmara hematimétrica de Neubauer, tendo como diluente a solução de Natt e Herrick[16]. As contagens diferencial de leucócitos e de trombócitos foram estabelecidas em esfregaço sangüíneo corado segundo a técnica de Rosenfeld descrita por Birgel et al.[17] A partir das variáveis do eritrograma estabeleceu-se matematicamente os índices hematimétricos: Volume Globular Médio (VGM) e Concentração de Hemoglobina Globular Média (CHGM).

Para a determinação dos parâmetros da bioquímica sérica foram utilizados kits comerciais (Labtest), onde a proteína sérica total foi determinada pelo método do biureto modificado, com leitura espectrofotométrica em 550nm, e a albumina pelo método Verde de bromocresol modificado com leitura espectrofotométrica em 630nm. Através da diferença dos valores obtidos para essas variáveis, obteve-se o valor total de globulina e em seguida foi calculada a relação Albumina:Globulina (A:G). As atividades séricas de fosfatase alcalina e aspartato amino transferanse foram obtidas pelos métodos de Bowers & McComb modificado e cinética UV-IFCC, com leitura espectrométrica em 405nm e 340nm, respectivamente, enquanto que para a creatinina utilizou-se o método cinético em comprimento de 510nm. O ácido úrico, o colesterol e os triglicérideos foram obtidos através do método enzimático-Trinder com leitura em espectrofotômetro utilizando o comprimento de onda de 520, 500 e 505nm,

2009
1 2 3 4
5 6 7 8

respectivamente.Para a concentração da glicose a metodologia utilizada foi a de GOD-Trinder com leitura espectrofotométrica em 505nm.

Considerando-se o número reduzido de animais entre os grupos avaliados, utilizou-se para efeito de estudo o teste não paramétrico de Mann e Whitney[18], por meio do programa SPSS, versão 11.0, comparando-se as médias dos grupos em questão. O nível de significância usado para o teste foi de 5%.

Resultados

As médias e desvios-padrão das variáveis do eritrograma e total de trombócitos; leucograma e bioquímica sérica encontram-se nas tabelas 1, 2 e 3, respectivamente.

Discussão

Os valores obtidos para as variáveis do eritrograma não apresentaram diferença estatística entre os grupos de vida livre e de cativeiro. As médias encontradas para o volume globular para os dois grupos foram próximas àquelas relatadas em estudos realizados por Bolten e Bjorndal[3], Aguirre et al.[2] e Samour et al.[5] com tartarugas verdes, que apresentaram valores de 31 a 35%,

Tabela 1 - Médias, desvios-padrão, valores máximo e mínimo das variáveis do eritrograma e contagem de trombócitos de tartarugas marinhas (*Caretta caretta*) de vida livre (n = 22) e de cativeiro (n = 5) - Bahia - 2006

	Animais de vida livre			Animais de Cativeiro		
Variáveis do Eritrograma	Média	Desvio padrão	Valores máximo e mínimo	Média	Desvio padrão	Valores máximo e mínimo
Hematócrito (%)	32,55	±4,77	43 24	35,40	±1,52	37 34
Hemácias (µL)	0,29 x 10^6	±48.432	0,35 x 10^6 0,19 x 10^6	0,31 x 10^6	±23.076	0,34 x 10^6 0,29 x 10^6
Hemoglobina(g/dL)	11,42	±3,58	17,85 6,72	10,63	±0,72	11,37 9,55
VGM(fL)	1.154	±170,71	1.500 829	1.133	±37,75	1.166 1.072
CHGM(%)	34,54	±7,06	49,58 24,20	30,08	±2,63	33,44 27,29
Trombócitos (µL)	12.388	±4.231	2.5840 7.800	10.725	±3.657	15.635 6.000

Tabela 2 - Médias, desvios-padrão, valores máximo e mínimo das variáveis do leucograma de tartarugas marinhas (*Caretta caretta*) de vida livre (n = 22) e de cativeiro (n = 5) - Bahia – 2006

	Animais de vida livre			Animais de Cativeiro		
Variáveis do Leucograma	Média	Desvio padrão	Valores máximo e mínimo	Média	Desvio padrão	Valores máximo e mínimo
Leucócitos (µL)	2,9 x 10^3	±1.137	6,2 x 10^3 1,0 x 10^3	2,4 x 10^3	±454	3,0 x 10^3 2,0 x 10^3
Heterofilos (%)	53,77	±6,57	63 40	57,80	±10,33	69 41
Heterófilos (µL)	1.562,84	±604,17	3.187,50 560,00	1.405,00	±427,27	1.897,50 820,00
Linfócitos (%)	28,91	±3,98	37 21	29,60	±3,58	35 25
Linfócitos (µL)	843,18	±329,73	1.687,50 250,00	714,00	±192,57	1.050,00 580,00
Eosinófilos (%)	15,55*	±6,52	27 5	8,80*	±9,09	25 4
Eosinófilos (µL)	468,86*	±302,04	112,50 100,00	194,50*	±172,32	500,00 80,00
Monócitos (%)	1,77*	±1,74	8 0	3,60*	±1,95	6 1
Monócitos (µL)	56,93	±68,76	320,00 0,00	82,50	±40,77	135,00 27,50

*p < 0,05

Tabela 3 - Médias, desvios-padrão, valores máximo e mínimo das variáveis da bioquímica sérica de tartarugas marinhas (*Caretta caretta*) de vida livre (n = 22) e em cativeiro (n = 5) - Bahia – 2006

Variáveis bioquímicas	Animais de vida livre			Animais de Cativeiro		
	Média	Desvio padrão	Valores máximo e mínimo	Média	Desvio padrão	Valores máximo e mínimo
Proteína total (g/dL)	3,82*	±0,59	4,88 2,42	4,98*	±1,31	6,83 3,25
Albumina (g/dL)	1,13	±0,24	1,56 0,78	1,43	±0,44	2,20 1,08
Globulina (g/dL)	2,69*	±0,46	3,58 1,64	3,54*	±0,93	4,63 2,17
A:G	0,43	±0,10	0,69 0,25	0,41	±0,07	0,50 0,32
Glicose (g/dL)	87,76*	±15,46	132,43 64,10	68,53*	±10,29	82,31 59,09
Colesterol (mg/dL)	223,98*	±74,11	365,24 128,21	334,24*	±125,28	497,56 204,56
Triglicerídeos (mg/dL)	592,77	±404,98	1.603,21 133,60	334,73	±369,19	983,79 62,35
Creatinina (mg/dL)	0,37	±0,10	0,65 0,18	0,45	±0,18	0,75 0,31
Ácido úrico (mg/dL)	1,02	±0,33	1,50 0,40	0,84	±0,35	1,20 0,50
AST (U/L)	99,64*	±42,84	219,00 36,00	199,40*	±75,65	272,00 120,00
Fosfatase alcalina(U/L)	15,88	±7,07	35,78 8,02	16,94	±2,71	20,46 14,19

* $p < 0,05$

enquanto que para tartarugas cabeçudas os valores obtidos variaram de 28 a 33%.[13,19,20,21]

Para a contagem total de eritrócitos as médias obtidas para tartarugas de vida livre e para as cativas foram inferiores àquelas apresentadas por Aguirre et al.[2] e Samour et al.[5] para tartarugas verdes, de 400.000/µL (±95.000) para animais juvenis e 480.000/µL (±160.000) para fêmeas adultas, e por Keller et al.[21] para tartarugas cabeçudas juvenis de 410.000/µL (±98.000). Esta diferença pode ser atribuída a espécie e/ou idade dos animais. Contudo, Pires, Rostan e Guimarães[13] e Cubas e Baptistotte[11] apresentam valores semelhantes aos encontrados neste trabalho, para exemplares de cativeiro da espécie *Caretta caretta*, de 275.000/µL (±28.030) e 288.000/µL (±86.000), respectivamente.

Ao avaliar as concentrações de hemoglobina, observa-se que Keller et al.[21] relatam valores semelhantes para esta variável, de 9,82g/dL (±1,46) para tartarugas cabeçudas. Entretanto, Aguirre et al.[2], Alkindi e Mahmoud[19] e Pires et al.[13] apresentaram valores próximos, de 8,54g/dL (±1,44) para juvenis de tartaruga verde, e 8,87g/dL (±1,41) e 8,64g/dL (±0,80), para tartaruga cabeçuda adultas, respectivamente.

Os valores do índice hematimétrico VGM (Volume Globular Médio) encontrados neste trabalho foram discrepantes daqueles obtidos por Aguirre et al.[2] em estudo com juvenis de tartarugas verdes de vida livre de 725,00fL (±312,35), o que era esperado, já que estes autores apresentaram valores mais elevados para a contagem de eritrócitos que é utilizado para o cálculo matemático deste índice, porém próximos aos valores apresentados por Pires et al.[13] e Cubas e Baptistotte[11] de 1.214,36 fL (±131,99) e 1.106,2 fL (±413,1) em tartarugas cabeçudas.

Com relação à Concentração de Hemoglobina Globular Média (CHGM), a média obtida para tartarugas selvagens e de cativeiro foram próximas aos valores apresentados pela literatura, que variou de 26,10%[13] a 29,5%[11].

Os valores obtidos na contagem de trombócitos de 12.388/µL (±4.231) para o grupo de vida livre e de 10.725/µL (±3.657) cativeiro foram similares aos apresentados por Wood e Ebanks[9] de 11.520/µL, para tartarugas verdes e por Pires et al.[13] de

10.968/μL (±3.109), para tartarugas cabeçudas, enquanto que Cubas e Baptistotte[11] apresentaram uma média superior de 21.932/μL (±14.859) para a mesma espécie. Vale salientar que a presença de aglutinados de trombócitos nos esfregaços é comum[9,20,22], podendo interferir nos valores da contagem deste tipo celular, levando a resultados subestimados. Além disso, possivelmente a utilização de técnicas diferentes, a exemplo da contagem em câmara de Neubauer, pode apresentar valores superestimados, pois a presença de núcleos das hemácias lisadas dificulta esta contagem.

As contagens de leucócitos totais não apresentaram diferença significativa entre os grupos estudados e foram inferiores às relatadas por Keller et al.[21] de 13.300/μL (±5.300) para juvenis desta espécie, e ligeiramente inferiores aos valores apresentados por Cubas e Baptistotte[11] de 4.249/μL (±1586.7) e Pires et al.[13] de 3.656/μL (±963,04) para tartarugas cabeçudas cativas. Esta variação pode ser explicada pelo período da coleta das amostras de fêmeas que ocorreu na estação reprodutiva, onde devido à presença de hormônios, como a gonodotrofina e esteróides sexuais, normalmente as fêmeas apresentam valores inferiores às dos machos[9].

Ao avaliar os valores obtidos no diferencial de leucócitos para os grupos, observou-se que as contagens relativa e absoluta dos eosinófilos apresentaram diferenças significativas, onde animais de vida livre apresentaram um número mais elevado desta célula. Como as tartarugas cativas são mantidas em ambiente controlado e passaram por procedimento de vermifugação, quando necessário, entende-se que os animais de vida livre possuem um estímulo parasitário maior para a produção de eosinófilos. O aumento deste tipo celular pode ser relacionado a casos de parasitismo[23], já que uma das funções do eosinófilo é participar da defesa contra infecções parasitárias[24].

Houve diferença significativa entre os valores da contagem relativa de monócitos entre os dois grupos, entretanto esta diferença não está presente na avaliação dos valores da contagem absoluta. Não foram observados basófilos nos grupos estudados, contudo, a presença deste tipo celular na circulação de tartarugas marinhas hígidas é rara.[9,10,12] Para a contagem diferencial de leucócitos a literatura apresenta valores discrepantes, possivelmente devido à grande variação entre indivíduos da mesma faixa etária[9] e à dificuldade de classificação dos leucócitos, que possuem morfologia variável entre os répteis em geral, não havendo ainda critérios bem estabelecidos para a descrição das células sangüíneas das tartarugas marinhas, assim como as diferenças geográficas.[20,25]

Entre as variáveis bioquímicas analisadas, a proteína total apresentou diferenças estatísticas significativas ao se comparar os grupos estudados, onde animais de cativeiro apresentaram valores mais elevados, o que poderia ser atribuído a dieta rica em proteína oferecida a estes[7], entretanto neste estudo constatou-se que o maior valor para esta variável neste grupo foi em decorrência da globulina. Os valores obtidos para proteína total de 3,82g/dL (±0,59) para o grupo de animais de vida livre e 4,98 (±1,31) para as tartarugas de cativeiro foram semelhantes aos descritos para esta espécie de 4,1g/dL (±1,2)[6,26], 4,0g/dL (±0,8)[21] e 4,2g/dL (±0,4)[11].

Para a albumina as médias encontradas neste trabalho foram 1,13g/dL (±0,24) e 1,43g/dL (±0,44) para animais de vida livre e cativos, respectivamente. Alguns trabalhos apresentam valores para esta variável: Bolten et al.[6,26] obtiveram uma média de 1,1g/dL (±0,2) e 0,9g/dL (±0,3), Keller et al.[21] de 1,1g/dL (±0,2), enquanto que para Cubas e Baptistotte[11] esse valor foi de 0,7g/dL (±0,2), Esta diferença entre os valores pode ser atribuída às diferentes técnicas utilizadas nos estudos, sendo que Bolten et al.[6] ao testarem duas técnicas distintas apresentaram resultados significativamente diferentes para alguns parâmetros bioquímicos, inclusive para a albumina.

Em relação às globulinas, os resultados encontrados neste estudo de 2,69g/dL (±0,46) para animais selvagens e 3,54 (±0,93) para os cativos, diferiram estatisticamente, sendo que os valores inferiores para o grupo de vida livre, possivelmente possa ser atribuído ao efeito do estresse reprodutivo sobre a função imunológica destas fêmeas. Entretanto, os valores obtidos foram próximos aos valores relatados na literatura de 3,2g/dL (±0,9)[26], e 2,9g/dL (±0,7)[21] para tartarugas cabeçudas.

A média da relação A:G, de 0,43 para os animais de vida livre e 0,41 para os animais de cativeiro foram bastante próximas as obtidas em outros trabalhos com a espécie em questão, de 0,3 (±0,1)[26] e 0,4 (±0,08)[21].

Para a variável glicose, a média do grupo de vida livre de 87,76mg/dL (±15,46) foi superior e estatisticamente diferente daquela encontrada para o grupo de cativeiro de 68,53mg/dL (±10,29). Este resultado pode ter sido causado pelo estresse de captura, já que estudos relatam hiperglicemia em resposta ao estresse agudo em tartarugas marinhas, assim como nos mamíferos.[2,27] Os valores obtidos foram ligeiramente inferiores aos encontrados por outros autores, 97mg/dL (±21)[26], 109mg/dL (±18)[21] e 102,8mg/dL (±17)[11], ao avaliarem o plasma de tartarugas cabeçudas. Em estudo que utilizou o soro desta espécie, a média encontrada foi de 80,1mg/dL (±22,3).[6]

Houve diferença significativa entre as médias obtidas para o colesterol, onde para animais de vida livre o valor foi de 223,98mg/dL (±74,11) e para os cativos de 334,24mg/dL (±125,28). Tartarugas marinhas mantidas em cativeiro podem apresentar níveis mais elevados de colesterol devido às dietas ricas em gorduras[7] o que justifica os valores encontrados neste estudo. Ao comparar os dados deste trabalho constata-se também que estes foram superiores aos relatados pela literatura para a espécie *Caretta caretta*, de 106mg/dL (±57)[6], 107mg/dL (±26,1)[11] e 170mg/dL (±89)[26] para esta variável. Esta diferença pode ser atribuída ao sexo e a dieta disponível[3].

As médias encontradas para os triglicerídeos, para animais de vida livre e de cativeiro, não apresentaram diferenças estatísticas significativas e foram superiores às relatadas por outros autores que trabalharam com tartarugas cabeçudas, de 81mg/dL (±204)[6], 212mg/dL (±334)[26] e 179mg/dL (±68,5)[11]. Entretanto, Swimmer[7] obteve um valor médio de 486,7mg/dL (±31,66) para tartarugas verdes de cativeiro, afirmando que a exemplo do colesterol a dieta rica em gorduras ofertadas as tartarugas marinhas cativas favorecem níveis elevados deste parâmetro Além disso, cita ainda o exercício insuficiente como outro fator para o aumento de triglicerídeos, o que justifica os valores obtidos para o grupo de cativeiro deste trabalho. Para o grupo de vida livre observou-se uma grande variação dos valores, que se reflete no desvio padrão elevado, podendo ser causado por coletas sangüíneas em períodos de lipemia pós prandial, já que não é possível controlar a alimentação dos animais selvagens.

Os valores obtidos para a creatinina não apresentaram diferenças estatísticas significativas entre os grupos estudados e foram próximos aos encontrados por Bolten et al.[26] de 0,3mg/dL (±0,1) e Cubas e Baptistotte[11] de 0,2mg/dL (±0,1) para a espécie em questão.

Não houve diferença entre as médias obtidas para o ácido úrico entre os grupos de cativeiro e vida livre, estando os valores relatados neste estudo de acordo com a literatura, que apresentam valores para a espécie cabeçuda de 0,8mg/dL[6,21] e 1,0mg/dL (±0,4)[11].

Para a aspartato aminotransferase (AST) houve diferença significativa entre os grupos estudados, o que pode ser atribuído ao confinamento e dietas não naturais como sugere Swimmer[7]. Contudo, ao se analisar os valores da literatura constata-se que a média encontrada neste trabalho para as tartarugas de vida livre,

2009
1 2 3 4
5 6 7 8

de 99,64U/L (±42,84), foi inferior àquelas relatadas por Bolten et al.[6,26], e Keller et al.[21] de 180U/L (±84), 204U/L (±90) e 229U/L (±54), respectivamente, porém é próxima a obtida para o grupo de cativeiro de 199,40U/L (±75,65). Vale ressaltar que Campbell[28] sugere como referência para esta variável um intervalo de 100 a 350U/L para tartarugas marinhas, estando os valores deste trabalho compatíveis com este autor.

Outra variável avaliada nesta pesquisa foi a fosfatase alcalina onde os valores obtidos não apresentaram diferença significativa entre os grupos estudados e foram semelhantes aos relatados na literatura para a espécie, que variam de 15 a 36U/L.[11,21,26]

Conclusões

As condições ambientais, nutricionais e reprodutivas, as quais estes animais foram submetidos, influenciaram os resultados, observando-se valores distintos para as contagens relativas de eosinófilos e monócitos e absoluta de eosinófilos, concentração de glicose, colesterol, proteína total, globulina e aspartato aminotransferase.

Agradecimentos

À CAPES e à FAPESB.

Hemogram and serum biochemistry of free-ranging and captive loggerhead sea turtles (*caretta caretta*), from north coast of Bahia, Brazil

Abstract

The aim of this study was to improve the clinical evaluation in sea turtles by analyzing the hemogram and serum biochemistry in female loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*), free-ranging (n=22) nesting in the north coast of Bahia and in the animals captivity (n=5) in the visitor center of the Projeto Tamar-ICMBio, in Praia do Forte, Bahia, Brazil. The values obtained were compared between the two groups and it was observed that there was statistically significant difference ($p<0,05$) for the relative and absolute eosinophil count, relative monocyte count, total serum protein, globulin, glucose, cholesterol and aspartate aminotransferase. The results variation is probably related to the differences in environmental, nutritional and reproductive conditions.

Key words:
Hemogram.
Serum biochemistry.
Loggerhead sea turtles.

Referências

1 DIVERS, S. J.; REDMAYNE, G.; AVES, K. Haematological and biochemical of 10 green iguanas (*Iguana iguana*). **The Veterinary Record**, v. 138, n. 9, p. 203-205, 1996.

2 AGUIRRE, A. A.; BALAZS, G. H.; SPRAKOR, T. R.; GROSS, T. S. Adrenal and hematological responses to stress in juvenile green turtles, *Chelonia mydas*, with and without fibropapillomas. **Phisiologycal Zoology**, v. 68, n. 5, p. 831-854, 1995.

3 BOLTEN, A. B.; BJORNDAL, K. A. Blood profiles for a wild population of green turtles (*Chelonia mydas*) in the southern Bahamas: size-specific and sex-specific relationships. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 28, n. 3, p. 407-413, 1992.

4 NORTON, T.M.; JACOBSON, E. R.; SUNDBERG, J. P. Cutaneous fibropapillomas and renal mixofibroma in a Green turtles, *Chelonia mydas*. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 26, n. 2, p. 265-270, 1990.

5 SAMOUR, H. J.; HOWLETT, J. C.; SILVANOSE, C.; HASBUN, C. R.; AL-GHAIS, S. M. Normal haematology of free-living green turtles (*Chelonia mydas*) from the United Arab Emirates. **Comparative Haematology International**, v. 8, n. 2, p. 102-107, 1998.

6 BOLTEN, A. B.; JACOBSON, E. R.; BJORNDAL, K. A. Effects of anticoagulant and auto analyzer on blood biochemical values of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*). **American Journal of Veterinary Research**, v. 53, n. 12, p. 2224-2227, 1992.

7 SWIMMER, J. Y. Biochemical responses to fibropapilloma and captivity in the green turtles. **Journal**

2009
1 2 3 4
5 6 7 8

of Wildlife Diseases, v. 36, n. 1, p. 102-110, 2000.

8 GOTTDENKER, N. L.; JACOBSON, E. R. Effect of venipuncture sites on hematologic and clinical biochemical values in desert tortoises (*Gopherus agassizii*). **American Journal of Veterinary Research**, v. 56, n. 1, p. 19-21, 1995.

9 WOOD, F. E.; EBANKS, G. Blood cytology and hematology of the green sea turtle, *Chelonia mydas*.**Herpetologica**, v. 40, n. 3, p. 331-336, 1984.

10 CANNON, M. S. The morphology and cytochemistry of blood leukocytes of Kemp's sea turtles (*Lepidochelys kempi*). **Canadian Journal of Zoology – Revue Canadienne de Zoologie**, v. 70, n. 7, p. 1336-1340, 1992.

11 CUBAS, P. H.; BAPTISTOTTE, C. Chelonia (tartaruga, cágado e jabuti), In: CUBAS, Z. S.; SILVA, J. C. R.; CATÃO-DIAS, J. L. **Tratado de animais selvagens:** medicina veterinária. São Paulo: Roca, 2006. p. 86-119.

12 WORK, T. M.; RASKIN R. E.; BALAZS, G. H.; WHITTAKER, S. D. Morphologic and cytochemical characteristics of blood cells from Hawaiian green turtles. **American Journal of Veterinary Research**, v. 59, n. 10, p. 1252-1257, 1998.

13 PIRES, T. T.; ROSTAN, G.; GUIMARÃES, J. E. Hemograma e determinação da proteína plasmática total de tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), criada em cativeiro, Praia do Forte, Município de Mata de São João – Bahia. **Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science**, v. 43, n. 3, p. 348-353, 2006.

14 OWENS, D. W.; RUIZ G. J. New methods of obtaining blood and cerebrospinal fluid from marine turtles. **Herpetologica**, v. 36, n. 1, p. 17-20, 1980.

15 JAIN, N.C. **Schalm's veterinary hematology**. 4th ed. Philadelphia: Lea & Febiger, 1986. 1221 p.

16 NATT, M. P.; HERRICK, G. A. A new blood diluent for counting erythrocytes and leukocytes of the chicken. **Poultry Science**, v. 31,n. 4, p. 735-738, 1952.

17 BIRGEL, E. H.; LARSSON, M. H. A.; HAGIWARA, M. K.; VASCONSELOS, S. A.; LARSSON, C. E.; OGASSAWARA, S. BENESI, F. J. **Patologia clínica veterinária**. São Paulo SPMV,1982. 260 p.

18 MANN, H. B.; WHITNEY, D. R. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. **Annals of the Mathematical Statistics** , v. 18, p. 50-60, 1947.

19 ALKINDI, A. Y. A.; MAHMOUD, I. Y. Hematological survey in two species of sea turtles in the Arabian sea during nesting season. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 5, n. 3, p. 359-361, 2002.

20 CASAL, A. B.; ORÓS, J. Morphologic and cytochemical characteristic of blood cells of juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). **Research in Veterinary Science**, v. 82, n. 2, p. 158-165, 2007.

21 KELLER, J. M., KUCKLICK, J. R.; STAMPER, M. A.; HARMS, C. A.; MCCLELLAN-GREEN, P. D. Associations between organochlorine contaminant concentrations and clinical health parameters in loggerhead sea turtles from North Carolina, USA. **Environmental Health Perspectives**, v. 112, n. 10, p. 1074-1079, 2004.

22 HARMS, C. A.; KELLER, J. M.; KENNEDY-STOSKOPF, S. Use of a two-step Percoll® gradient for separation of loggerhead sea turtle peripheral blood mononuclear cells. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 36, n. 3, p. 535-540, 2000.

23 ROSSKOPF, W. J. Normal hemogram and blood chemistry values for California desert tortoises. **Veterinary Medicine Small Animal Clinician**, v. 77, n. 1, p. 85-87, 1982.

24 AZEVEDO, A.; LUNARDI, L. O. Cytochemical characterization of eosinophilic leukocytes circulating in blood of the turtles (*Chrysemys dorbignih*). **Acta Histochemica**, v. 105, n. 1, p. 99-105, 2003.

25 KNOTKOVÁ, Z.; DOUBEK, J.; KNOTEK, Z.; HÁJKOVÁ P. Blood cell morphology and plasma biochemistry in Russian tortoises (*Agrionemys horsfieldi*). **Acta Veterinaria Brno**, v. 71, n. 2, p. 191-198, 2002.

26 BOLTEN, A. B.; BJORNDAL, K. A.; ELIAZAR, P. J.; GREGORY, L. F. **Seasonal abundance, size distribution, and blood biochemical values of loggerheads (*Caretta caretta*) in Port Canaveral Ship Channel, Florida**. Miami: NOAA, 1994. 39 p. (NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC, 353).

27 GREGORY, L. F.; SCHMID, J. R. Stress responses and sexing of wild kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempii*) in the northeastern Gulf of Mexico. **General and Comparative Endocrinology**, v. 124, n. 1, p. 66-74, 2001.

28 CAMPBELL, T. W. Clinical pathology. In: MADER, D. R. (Ed.). **Reptile medicine and surgery**. Philadelphia: W. B. Saunders Company, 1996. p. 248-257. Section IV- Special techniques and procedures.

SATELLITE-TRACKED MOVEMENTS OF LEATHERBACK SEA TURTLES, DERMOCHELYS CORIACEA, FROM SOUTHEASTERN BRAZIL.



Antonio P. Almeida[1], Scott A. Eckert[2], Soraya C. Bruno[3], Juarez T. Scalfoni[1], Bruno Giffoni[3] & João Carlos A. Thomé[1]
1. Projeto TAMAR/ICMBIO, Brazil; 2. WIDECAST, Ballwin, MO, USA; 3. Fundação Pró-TAMAR, Brazil

INTRODUCTION

Comprehension on the habitat use during migratory movements can help to understand the differences in the conservation status of different populations, and to drive the needed conservation efforts. In Southwestern Atlantic, however, information regarding habitat use and migratory movements is restricted to few tag recoveries. This first satellite telemetry study of leatherbacks nesting in Brazilian grounds aimed to understand the intertnesting and post nesting movements of females tracked from an endangered and severely depleted rookery.



Figure 1. Location of the nesting area in southeastern.

The nesting ground on the northern coast of the State of Espírito Santo, southeastern Brazil (around 19ºS), comprises the only known leatherback regular nesting site in Brazil (Figure 1). Annual nest number varies between 6 and 92; nesting area comprises a 160km coastline, but more than 90% of the nests are found in the first 80 km (Thomé et al., 2007). The entire coastline is divided in 1-km sectors; in the southern 37 km the area is protected under an Indigenous Land (km 1-23) and a Federal Conservation Unit (Reserva Biológica de Comboios, km 23-37). The remaining area is mostly occupied by farming, with a relatively well preserved coastline; some villages are located along the coast (Pontal do Ipiranga, km 92; Guriri, km 145 and Conceição da Barra, km 159).



Figure 2. The mouth of Doce river, in the central portion of nesting area, showing the beaches of Comboios (lower) and Povoação (upper area).

METHODS

Satellite transmitters (KiwiSat 101, Sirtrack, New Havelock, New Zealand) were attached to three leatherback females during the 05/06 nesting season. One additional female was tagged after caught by a driftnet, around 90 miles of the coast of the State of São Paulo.

Transmitters were powered by four C-size lythium batteries (0,5 Watt output), and were configured to work 24hours on during the first 30 days, and 24hours on/48 hours off after this period. Transmissions, processed via ARGOS location system (http://argosinc.com) reported location information, surface temperature at the time of transmission, battery voltage, number and duration of transmissions. Each transmitter was attached to a flexible harness.



Figure 3. Nesting leatherback tagged at the nesting area in Linhares, southeastern Brazil.

Geographic information systems plotting software (ArcGis9.1, Environmental Systems Research Institute, Inc.) was used to map turtle movements and calculate high use areas and movement pathways. To define important habitats for each turtle we calculated fixed kernel home ranges using Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. High use areas were defined using 50% utilization distribution (UD) of Kernel Home Range estimation . To reduce temporal autocorrelation and sampling bias, data sets were filtered using the best single location per day hybrid-filtered data set (Dave Douglas, USGS) and the internesting period data were assessed separately from postnesting period data. Additional information from direct observations recorded during beach patrolling were used to complement information regarding internesting behavior.

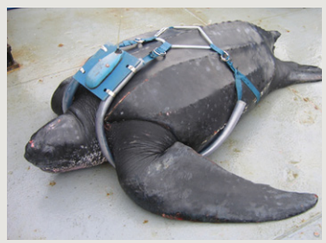


Figure 4. Leatherback tagged after captured by driftnets off the State of São Paulo, southeastern Brazil.

RESULTS

All tagged females returned to at least one nesting attempt after transmitter deployment. Transmissions covered the entire subsequent nesting period (except for the turtle dead in the net).

No patterns were evident among movements between individual consecutive nesting attempts, except all turtles showed south-north or north-south shifts in the location of emergences.

Additional information from tagging showed a permanence of up to 73 days in the nesting area, and the range of individual movements encompassing all nesting locations was 36-66 km.

The kernel 75% utilization distribution (UD) of the internesting habitat for the three turtles delineates a region centered to the mouth of Doce river over 60 km from shore and extending approximately 150 km to the north and south (Figure 5).

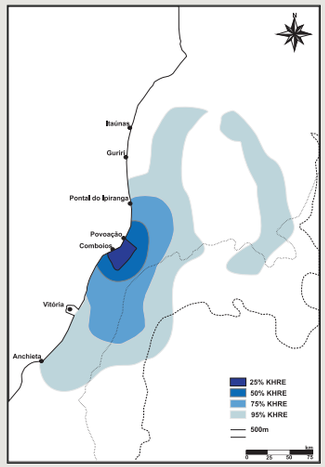
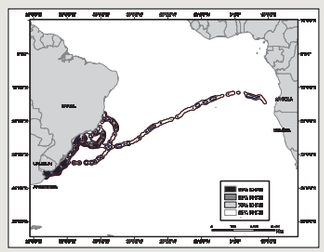


Figure 5. Kernel-estimated home-range utilization distributions (KHRE) of internesting locations for 3 leatherback turtles tracked by satellite telemetry from nesting beaches in northern State of Espírito Santo.



Both individual kernel utilization distribution (Figure 6) and daily travel rates showed the presence of intermittent shifts that fit to a foraging behavior during the coastal movements.

The kernel utilization distribution for the three tracked turtles highlights the presence of a large foraging area encompassing the southeastern and southern Brazilian coast, mainly the region of the coast of the State of Rio Grande do Sul and the La Plata river estuary (i.e. between Uruguay and Argentina).

Figure 6. Kernel-estimated home-range utilization distributions (KHRE) of post-nesting locations for 2 leatherback turtles tracked by satellite telemetry from nesting beaches in northern State of Espírito Santo and one turtle caught in a drift net off the State of São Paulo.

DISCUSSION

Satellite telemetry studies regarding internesting movements of leatherbacks are available for different populations in the Atlantic Ocean. Internesting behavior of the turtles in southeastern Brazil showed a similar pattern, with extended movements between consecutive nesting events.

Different strategies seems to be used by gravid females from Atlantic and Pacific populations; Pacific coast of Costa Rica, supposedly do not feed during internesting period, and there are evidences of foraging during nesting season in some Atlantic populations. The broad movements highlighted in this study suggest the same behavior for leatherbacks nesting in southeastern Brazil.

The spatial interval between landings of individual turtles was very longer than those reported for other populations, reaching more than 60 kilometers. Also, trange of in-water movements was very longer than the spatial range of nesting emergences for each turtle. During these movements, turtles were subject to incidental capture, both in coastal gillnet or longline and drifnet fisheries; in fact, turtle BR 48823 died after entanglement in the mouth of Doce River.

Leatherbacks tracked from nesting grounds in Brazil seems to fit the pattern of moving to a temperate feeding area, after traveling along the continental shelf. One of the turtles also employed a transoceanic migration, heading to the African coast.

Despite the few turtles tracked (only four turtles nested in Espírito Santo during 2005/06 season), the time spent in Uruguayan-Argentinean waters (15 to 55 days), suggests that this region is an important feeding ground for turtles that nest in southeastern Brazil.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by CENPES/PETROBRAS, and involved several collaborators, professionals and volunteers. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio, co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by PETROBRAS.

Ingestão de lixo por *Chelonia mydas* na costa de Santa Catarina, Sul do Brasil

Renato Morais Araújo[1], Guilherme Ortigara Longo[2], Eduardo Tadashi Estevam Yoshida[3], Juçara Wnaderlinde[3]

[1] Universidade Federal de Santa Catarina; [2] Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal do Paraná; [3] Fundação Pró-TAMAR;
[1] tartarugadecouro@gmail.com; [2] golerme@yahoo.com.br

Introducción

Milhares de toneladas de lixo chegam aos oceanos anualmente, variando de lixo lançado em praias, despejado junto a cursos de água, ou a partir das frotas pesqueiras e de turismo. Acredita-se que entre 60 e 80% desse lixo seja constituído de plástico, sendo as características que tornam esse material atraente para uso industrial as mesmas que o tornam potencialmente tão danoso no ambiente marinho: leveza, resistência e durabilidade. Sabe-se que tartarugas marinhas tendem a ingerir pedaços de plástico e outros resíduos flutuantes e de se emaranhar em linhas e redes de pesca descartadas. Um fator agravante dessa situação é a dependência dos estágios iniciais das tartarugas de convergências marinhas, onde permanecem nos primeiros anos de seu desenvolvimento e onde em geral há maior acúmulo de lixo oceânico. Na costa do estado de Santa Catarina a espécie mais comum de tartaruga marinha é *Chelonia mydas*, seguida de *Caretta caretta*, com ocorrências menos freqüentes de *Eretmochelys imbricata* e *Dermochelys coriacea*. O presente trabalho apresenta dados preliminares de uma avaliação qualitativa do lixo e detritos encontrados em estômagos de *C. mydas* encalhadas na costa de Santa Catarina, relacionando à origem do lixo ingerido e ao comportamento de forrageio desses animais.

Materiales y métodos

Entre setembro de 2008 e julho de 2009 foram necropsiadas 11 tartarugas verdes encalhadas no estado de Santa Catarina e encaminhadas ao Projeto TAMAR/SC desde o início de 2008. Os estômagos destes animais foram retirados, sendo seu conteúdo lavado em peneira fina e armazenado em solução de formaldeído a 4%.

Todos os resíduos sólidos provenientes de atividades humanas (lixo) foram separados e utilizados neste trabalho. O restante do conteúdo está sendo utilizado em um trabalho paralelo de identificação de itens alimentares o que nos permitiu a estimativa de volume e peso seco totais do conteúdo. Os resíduos sólidos eram secados em estufa, pesados e tinham seu volume medido pelo deslocamento observado em coluna de água. A determinação da densidade dos materiais relativa à água salgada era feita colocando-os em um recipiente com água do mar e observando se afundavam, boiavam ou permaneciam na coluna d'água. Os resíduos foram classificados em: Plástico Rígido, Plástico Flexível, Borracha, Cordas e Tecidos, Espuma de Poliestireno (isopor), e Pêlos.

Para a análise dos dados foram calculados o Volume Relativo (Volume do resíduo/Volume total dos resíduos), Peso Relativo (Peso do resíduo/Peso total dos resíduos) e a Frequência de Ocorrência dos itens encontrados.

Resultados y Discussión

O comprimento curvilíneo de casco das tartarugas analisadas variou entre 30 e 50 cm, o volume total do conteúdo entre 9,5 e 114 mL e o peso seco de 1,5 a 109 g. A variação no volume e peso total dos conteúdos analisados pode estar relacionada ao estado de saúde e ao tempo em que o animal não se alimenta.

O volume total de lixo encontrado representa 14,64% do volume total dos conteúdos analisados, enquanto que o peso seco relativo total foi de 47,27%. O peso do lixo chegou a

representar 71,22% do peso seco total do conteúdo, enquanto o volume relativo atingiu até 24,31% do volume total do conteúdo. Um fator que pode ter diluído a importância do volume foi a presença relevante de matéria animal gelatinosa, com muito volume e pouco peso.

Observou-se a presença de lixo em 81,82% dos conteúdos analisados e entre os itens mais freqüentes destacam-se os Plásticos Flexíveis e Cordas e Tecidos, ambos ocorrendo em 64% dos conteúdos, seguidos de Plástico rígido (36%), Espuma de Poliestireno (27%), Borracha (18%), Pêlos (18%) e Papel (9%). Qualitativamente foram observados restos de sacolas plásticas, fios de petrecho de pesca, fragmentos de embalagens e tampas plásticas, isopor, bexigas de festa infantil, cabelo humano e papel vegetal. A presença de cabelo humano, em grande quantidade nos dois estômagos onde ocorreram pode indicar ingestão intencional em áreas de aporte de esgoto doméstico intenso. Interessante pontuar que a prevalência de fios de Nylon relacionados à pesca foi de 55% e Pellets plásticos (forma de transporte do plástico antes de seu beneficiamento) foi de 27%.

Todos os itens identificados bóiam ou permanecem na coluna d'água, quando submersos em água do mar o que pode ser considerado como mais um indício de que *C. mydas* tem um comportamento de forrageio bastante variado nas fases iniciais de seu desenvolvimento. Dessa forma, a ingestão de lixo intencional ou acidental se deu na coluna d'água, onde esses animais já foram descritos predando cnidários e ctenóforos, por exemplo. Por fim, acredita-se que quantificar e identificar o lixo ingerido por tartarugas marinhas deve conduzir ações de redução da produção de lixo, sendo utilizado em campanhas de conscientização e como um instrumento de negociação com as empresas responsáveis pela maior produção de lixo, buscando alternativas e soluções.

MODIFICAÇÕES COMPORTAMENTAIS E NAS CONCENTRAÇÕES DE CORTICOSTERONA EM TARTARUGAS MARINHAS CABEÇUDAS (*Caretta caretta*) MANTIDAS EM CATIVEIRO EM RESPOSTA À VISITAÇÃO NO CENTRO DE VISITANTES DO PROJETO TAMAR EM FLORIANÓPOLIS-SC, BRASIL

Camila Trentin Cegoni[1], Eduardo Tadashi Estevan Yoshida[1], Gustavo David Stahelin[1], Juçara Wanderlinde[1], Matheus Parmegiani Jahn[2]

[1]Fundação Pró-Tamar, Florianópolis - SC, Brasil
[2]Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Departamento de Fisiologia – UFRGS – Porto Alegre – RS

O estresse pode ser definido como um conjunto de reações do organismo a agressões capazes de perturbar-lhe a homeostase. Os répteis, como muitos outros vertebrados, apresentam variações nos níveis plasmáticos de corticosterona em resposta a fatores estressantes e, portanto, o aumento deste hormônio no plasma pode indicar que o animal foi exposto a uma situação de estresse. A tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*) apresenta ampla distribuição mundial, habitando preferencialmente áreas tropicais, sub-tropicais e temperadas dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico. A Base de Florianópolis do Projeto TAMAR-ICMBio tem um centro de visitantes, com alguns indivíduos de tartarugas marinhas. A presença destes animais em cativeiro é de extrema relevância para as atividades de educação ambiental e pesquisa, entretanto, ficam sujeitos a diferentes tipos de estresse, como manejo, presença diária de turistas, variações na temperatura da água, entre outros. O presente estudo avaliou os níveis de corticosterona em dois indivíduos da espécie *C. caretta*, mantidos em cativeiro, sendo um adulto (CCC = 87.0cm, 22 anos) e um juvenil (CCC = 64.0cm, 4 anos). A metodologia utilizada para análise de comportamento foi animal focal – registro instantâneo, sendo observados uma hora ao dia e com padrão de comportamento registrado de cinco em cinco minutos, totalizando 55 horas de observação, entre verão e inverno. Além disso foi realizada a dosagem plasmática de corticosterona, sendo as coletas realizadas durante o inverno e o verão assim como em dias com e sem visitação. Cada coleta incluiu duas amostras de sangue. A amostra inicial (2 mL) foi chamada de "tempo zero" (T0'), e foi coletada imediatamente após o inicio do manejo. A amostra seguinte, também de 2 mL, foi chamada de "tempo trinta" (T30'), e ocorreu 30 minutos após a coleta inicial. A quantificação da corticosterona plasmática foi realizada através da utilização de um kit de radioimunoensaio (RIA) para corticosterona (ICN Biomedicals - Costa Mesa, CA). Com base nos resultados das análises, foram calculadas as médias e os erros padrões da média (EPM) para cada uma das dosagens realizadas em cada uma das situações. Para a comparação entre estes valores foi aplicado o teste t de *Student* e a análise de variância (ANOVA) de uma via com teste SNK. As análises comportamentais mostraram que em dias com visitação, o comportamento Nado Parede (NP) apresentou-se mais comum para o animal adulto, sendo identificado por movimentos repetitivos em direção a parede do tanque, com leves batidas da cabeça contra ela. Ambos os indivíduos mostraram maior freqüência do padrão Parado (P) no período do inverno. Este padrão é identificado pela ausência de movimentos do animal, tanto submerso como na superfície, notadamente em posição de descanso. Com relação a dosagem de corticosterona, apenas o individuo adulto apresentou um aumento significativo nos níveis plasmáticos do hormônio na presença de visitação no período do verão (2,406± 0,409 ng/ml; enquanto que nos dias sem visitação apresentou 1,180± 0,232 ng/ml). Não houve uma relação direta entre os níveis de corticosterona e a presença de público no inverno para ambos os indivíduos. O indivíduo juvenil apresentou maiores valores de corticosterona no inverno (3,09± 0,401 ng/ml) do que no verão (1,491± 0,302 ng/ml), sugerindo estresse termorregulatório neste período. Além disso, apresentou maiores níveis do hormônio quando comparados aos do indivíduo adulto (1,734± 0,387 ng/ml) no inverno, porém esta diferença não foi significativa no verão. De modo geral, não houve relação direta entre o comportamento e os níveis de corticosterona, entretanto em algumas situações os animais apresentaram respostas diferentes aos mesmos estímulos. . De acordo com os resultados, foi possível perceber que o indivíduo juvenil é mais sensível ao estresse termorregulatório, e desta forma, os níveis de corticosterona plasmáticos encontraram-se mais altos neste animal durante o inverno. Em contrapartida, o indivíduo adulto possui maior massa corporal e consequentemente maior inércia térmica para suportar a variação da tempertura. A partir destes dados, sugere-se dar continuidade ao trabalho, garantindo um número e tempo amostral maior (sazonalidade).

O Projeto TAMAR, um programa de conservação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente do Brasil, é co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobras.

MODIFICAÇÕES COMPORTAMENTAIS E NAS CONCENTRAÇÕES DE CORTICOSTERONA EM TARTARUGAS MARINHAS DE PENTE (*Eretmochelys imbricata*) MANTIDAS EM CATIVEIRO EM RESPOSTA À VISITAÇÃO NO CENTRO DE VISITANTES DO PROJETO TAMAR EM FLORIANÓPOLIS-SC, BRASIL

Camila Trentin Cegoni[1], Eduardo Tadashi Estevan Yoshida[1], Gustavo David Stahelin[1], Juçara Wanderlinde[1], Matheus Parmegiani Jahn[2]

[1]Fundação Pró-Tamar, Florianópolis - SC, Brasil
[2]Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto de Biociências, Departamento de Fisiologia – UFRGS – Porto Alegre – RS

O estresse pode ser definido como um conjunto de reações do organismo a agressões capazes de perturbar-lhe a homeostase. Os répteis, como muitos outros vertebrados, apresentam variações nos níveis plasmáticos de corticosterona em resposta a fatores estressantes e, portanto, o aumento deste hormônio no plasma pode indicar que o animal foi exposto a uma situação de estresse. A tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) apresenta ampla distribuição mundial, habitando preferencialmente áreas tropicais e sub-tropicais dos oceanos Atlântico, Pacífico e Índico. As cinco espécies de tartarugas marinhas presentes na costa brasileira estão ameaçadas de extinção, sendo que, particularmente, a *E. imbricata* encontra-se criticamente ameaçada. A Base de Florianópolis do Projeto TAMAR-ICMBio tem um centro de visitantes, com alguns indivíduos de tartarugas marinhas. A presença destes animais em cativeiro é de extrema relevância para as atividades de educação ambiental e pesquisa, entretanto, ficam sujeitos a diferentes tipos de estresse, como manejo, presença diária de turistas, variações na temperatura da água e na dieta, entre outros. O presente estudo avaliou os níveis de corticosterona em dois indivíduos da espécie *E. imbricata*, mantidos em cativeiro, sendo um adulto (CCC = 91.0cm, 21 anos) e um juvenil (CCC = 67.0cm, 4 anos). A metodologia utilizada para análise de comportamento foi animal focal – registro instantâneo, sendo observados uma hora ao dia e com padrão de comportamento registrado de cinco em cinco minutos, totalizando 55 horas de observação, entre verão e inverno. Além disso foi realizada a dosagem plasmática de corticosterona, sendo as coletas realizadas durante o inverno e o verão assim como em dias com e sem visitação. Cada coleta incluiu duas amostras de sangue. A amostra inicial (2 mL) foi chamada de "tempo zero" (T0'), e foi coletada imediatamente após o inicio do manejo. A amostra seguinte, também de 2 mL, foi chamada de "tempo trinta" (T30'), e ocorreu 30 minutos após a coleta inicial. A quantificação da corticosterona plasmática foi realizada através da utilização de um kit de radioimunoensaio (RIA) para corticosterona (ICN Biomedicals - Costa Mesa, CA). Com base nos resultados das análises, foram calculadas as médias e os erros padrões da média (EPM) para cada uma das dosagens realizadas em cada uma das situações. Para a comparação entre estes valores foi aplicado o teste t de *Student* e a análise de variância (ANOVA) de uma via com teste SNK. As análises etológicas mostraram que o padrão Nado Livre (NL) foi o padrão comportamental mais observado entre os indivíduos da espécie *E. imbricata*, identificando-se como nado ao longo do raio do tanque, sem tocar nas paredes do mesmo. Ambos os indivíduos mostraram maior freqüência do padrão Parado (P) no período do inverno. Este padrão é identificado pela ausência de movimentos do animal, tanto submerso como na superfície, notadamente em posição de descanso. A presença da visitação durante o inverno e o verão não provocaram variação nos níveis plasmáticos de corticosterona nos indivíduos avaliados. Desta forma, não foi possível estabelecer uma relação direta entre os níveis hormonais e o estresse causado pela presença do público. O indivíduo juvenil apresentou maiores valores de corticosterona no verão (3,973±0,251ng/ml) que no inverno (2,222±0,248ng/ml), sendo estes níveis sempre superiores ao do indivíduo adulto (2,079±0,249ng/ml no verão e 1,264±0,259ng/ml no inverno). De acordo com a literatura, indivíduos jovens apresentam um limiar mais baixo de susceptibilidade ao estresse. Os resultados aqui apresentados, do numero reduzido de individuos, corroboram este fato. De modo geral, não houve relação direta entre o comportamento e os níveis de corticosterona, entretanto em algumas situações os animais apresentaram respostas diferentes aos mesmos estímulos. Foi possível avaliar a diferença no comportamento dos animais no verão e no inverno, quando os animais permaneceram mais tempo no padrão Parado. A partir destes dados, sugere-se dar continuidade ao trabalho, garantindo um número e tempo amostral maior (sazonalidade).

O Projeto TAMAR, um programa de conservação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente do Brasil, é co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobras.

GESTÃO COMPARTILHADA DA PESCA NO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO-BRASIL

Maria Cristina Cergole (IBAMA/SUPES/SP)
Bruno Giffoni (Projeto Tamar/ICMBio)
Geraldo de França Ottoni Neto (Projeto Tamar/ICMBio)
Laura Villwock de Miranda (Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP)
Leonardo Ribeiro Teixeira (IBAMA/SUPES/SP)
Marcus Henrique Carneiro (Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP)
Venâncio Guedes Azevedo (Instituto de Pesca/APTA/SAA/SP)

A atividade pesqueira do litoral norte de São Paulo (latitudes 23º12' a 23º58'S) é essencialmente artesanal, exercida por comunidades tradicionais e praticada, principalmente, com redes de arrasto e emalhe. A legislação pesqueira que ordena estas pescarias normalmente abrange uma ampla região costeira do país, pois os recursos naturais não obedecem aos limites geopolíticos. Por isso, as peculiaridades das pescarias locais ficam quase sempre mascaradas em meio às características gerais das mesmas, dificultando a aplicação da legislação e a fiscalização. Visando minimizar estes conflitos, os princípios da gestão participativa e compartilhada foram aplicados nesta região, envolvendo os órgãos gestores, a comunidade pesqueira e as instituições de pesquisa. Os principais assuntos foram debatidos em fóruns específicos e em locais diversos, procurando abranger as diversas comunidades pesqueiras. Este processo de discussão foi estendido para as outras regiões do Estado e, posteriormente, para os demais Estados que compartilham os mesmos recursos. Os principais resultados obtidos até o momento foram: (1) a reunificação do período de defeso (março-maio) para todas as espécies de camarões capturadas pelas frotas de arrasto do Sudeste-Sul do Brasil, diminuindo as dificuldades da fiscalização e minimizando impactos negativos sobre os recursos e sobre a pescaria; (2) contraproposta ao ordenamento da pesca de emalhe, visando à preservação da cultura caiçara, pois a proposta inicial dos órgãos gestores proíbe qualquer atividade até uma milha náutica da costa, inviabilizando as pescarias feitas por canoas a remo e embarcações motorizadas até 5 AB. O ordenamento do emalhe está em discussão e ainda não foi implementado.

ALGUNS DADOS SOBRE OCORRÊNCIAS DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADOS PELO PROJETO TAMAR-ICMBIO EM ALMOFALA E VOLTA DO RIO – ESTADO DO CEARÁ, DURANTE O ANO DE 2008

Eduardo H. S .M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1] & Mariane Pinto Silva[1]

Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto TAMAR, 151, Almofala, Ceará,CEP: 62.592-000.
eduardo.lima@tamar.org.br

A estação de pesquisa e conservação das tartarugas marinhas do Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará, esta localizada em Almofala nas coordenadas geográficas de 02.93792 ° S e 039.81415° W, litoral oeste do estado. A estação monitora efetivamente 40 km de litoral atuando entre as comunidades de Torrões, Almofala, Porto dos Barcos, Guagiru e Farol no município de Itarema e Volta do Rio no município de Acaraú. É uma importante base para a conservação de tartarugas marinhas mais ao norte do Brasil, protegendo-as em zonas de alimentação e desenvolvimento. Entretanto, apesar dos esforços, os métodos de pesca artesanal empregados nessa área são uma ameaça aos trabalhos de conservação das tartarugas, pois comprovadamente existe a captura em pescarias como redes de emalhe para lagosta e peixes, pescaria com tarrafas, anzol entre outras que comprometem o trabalho. O Projeto TAMAR monitora efetivamente a atividade pesqueira em Almofala e Volta do Rio desde 1993, cuja metodologia básica consiste em monitoramentos diários das pescarias regionais através de mergulhos livres nas áreas de ocorrências destes animais, manejo das tartarugas marinhas capturadas incidentalmente, realização de biometria curvilínea de comprimento e largura de casco, identificação de espécie, marcação e soltura. Paralelo a este trabalho o TAMAR desenvolve um Programa de Sensibilização Ambiental e de Geração de Renda além de Inclusão Social com pescadores e seus familiares. O presente trabalho tem como objetivo apresentar os dados de ocorrências de tartarugas marinhas coletados em Almofala e Volta do Rio durante o ano de 2008.

Em 2008 a base do TAMAR em Almofala e sub-base de Volta do Rio registraram 221 ocorrências de tartarugas marinhas. O primeiro registro ocorreu em 05 de janeiro de 2008 e o ultimo verificado no dia 31 de dezembro de 2008. Desse total 72,85% (n=161) foram de animais vivos e 27,15% (n=60) de indivíduos mortos. As tartarugas vivas foram em sua maioria provenientes de interação com a pescaria de curral de pesca (66,46%, n=107) e o restante 33,54 % (n=54) foram capturadas em outras pescarias (anzol), encontradas encalhadas na praia ou mesmo boiando. Para o caso de tartarugas mortas 95,00% (n=57) dos indivíduos foram encontrados encalhados ao longo das praias, 3,33% (n=2) foram de animais recolhidos boiando no mar e 1,67% (n=1) foi de uma tartaruga capturada em um tipo de rede de espera de fundo comum na região. Os animais encontrados mortos estiveram provavelmente envolvidos diretamente com outras pescarias que não currais de pesca, por apresentarem em sua maioria marcas evidentes desta interação. Quanto a determinação das espécies ocorrente, 75,56% (n=167) foram da espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758), 9,51 % (n=21) de *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766), 9,51 (n=21) de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholz, 1829) e 5,42% (n=12) da espécie *Caretta caretta* (Linnaeus,1758). O menor indivíduo vivo possuía 0,141 metros de comprimento de casco foi encontrado vivo, encalhado na praia sem doenças ou interação com pesca aparente e a maior tartaruga marinha apresentou 1,185 metros de comprimento de casco foi encontrada morta, encalhada na praia em avançado estado de decomposição não permitindo avaliações mais aprofundadas sobre a possível *causa mortis.* Ambas as tartarugas eram da espécie *Chelonia mydas*. Para tartarugas da espécie *Caretta caretta* o menor indivíduo possuía 0,633 metros e o maior 1,00 metro de comprimento

curvilíneo de casco. *Lepidochelys olivacea* apresentou o menor indivíduo com 0,179 metros e o maior com 0,734 metros de comprimento de casco e *Eretmochelys imbricata* com menor individuo de 0,177 metros e maior com 1,060 metros de comprimento curvilíneo de casco. A quase totalidade de tartarugas capturadas foi de indivíduos juvenis, seguidos de sub-adultos e raramente adultos. Os dados sugerem que os currais de pesca, por estarem cada vez mais, sendo instalados em áreas mais rasas, capturam um maior número de animais juvenis.

A pescaria com currais de pesca de Almofala e regiões vizinhas apresenta um índice considerável de captura de tartarugas marinhas das mais variadas espécies, porém com baixo índice de mortalidade, importante para a conservação destes animais. Assim recomenda-se a adoção de sensibilização das comunidades de pescadores que atuam nesta pescaria, em relação liberação destes animais, bem como o incentivo no que diz respeito a preservação a longo prazo dessa pescaria tradicional.

O Projeto TAMAR-ICMBio é um Programa do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e patrocinado oficialmente pela PETROBRÁS. A base de Almofala no Ceará, recebe suporte financeiro regional da BRANDINI – LÁMEN TAMAR e Prefeitura Municipal de Itarema.

Satellite telemetry studies highlight an important feeding ground for loggerheads and hawksbills in northern Brazil



Maria A. Marcovaldi[1*], Gustave G. Lopez[2], Luciano S. Soares[2], Eduardo H.S.M. Lima[2], Paulo C.R. Barata[3], Soraya C. Bruno[3], Antonio de P. Almeida[4]
1-Projeto TAMAR-ICMBio/Fundação Pró-Tamar, Caixa Postal 2219, Salvador, BA, 41.950-970, Brazil. E-mail: *neca@tamar.org.br
2-Fundação Pró-Tamar, Caixa Postal 2219, Salvador, BA, 41.950-970, Brazil - 3-Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, Rio de Janeiro-RJ, 21041-210 Brazil
4-Projeto TAMAR-ICMBio, Av. Paulino Muller 1111, Vitoria-ES, 29042-571 Brazil

Introduction

Brazil has 8000 km of coastline and is known as an important habitat for sea turtle populations. The main sea turtle nesting sites and foraging grounds in Brazil have been protected since 1980 by TAMAR (Brazilian Sea Turtle Conservation Program), a federal government initiative (ICMBio - Chico Mendes Institute of Biodiversity), co-managed by Fundação Pró-TAMAR, a national NGO.

The most significant nesting grounds for hawksbills *(Eretmochelys imbricata)* within Brazil are located in the states of Bahia and Rio Grande do Norte (Marcovaldi et al. 2007). While for loggerheads *(Caretta caretta)* main nesting aggregations are located along the mainland coast, from the states of Rio de Janeiro to Sergipe, with the peak nesting concentation along the northern coast of the state of Bahia (Marcovaldi & Chaloupka 2007).

Understanding the movement of endangered species throughout their range is an important criterion for species conservation. Satellite tracking facilitates rapid identification of sea turtle critical habitats (e.g. nesting and inter-nesting areas, migratory routes and feeding grounds) thus representing a valuable tool for elucidating management requirements of areas for protection and conservation (Blumenthal et al. 2006).

Here we aim to elucidate the movements and behavior of post-nesting loggerhead and hawksbill turtles satellite tracked from the northern coast of Bahia, Brazil.

Materials and Methods

Satellite transmitters (platform terminal transmitters, PTTs) were attached to female loggerheads (n = 10) and hawksbills (n = 15) nesting in the northern coast of the State of Bahia, northeastern Brazil. PTTs manufactured by Sirtrack, New Zealand (Model: Kiwisat 101) were attached to the crown of the carapace using epoxy glue and covered with a layer of antifouling paint. We located turtles through the Argos system (http:// www.argosinc.com). Routes were reconstructed using LC 1-3 positions and filtered Argos positions (location classes 0, A, B) based on a maximum rate of travel of 5 km/h.

Post-nesting migrations were deemed to have begun once movement away from the nesting beach was directional and protracted. Feeding/resting was considered as restricted movements following post-nesting migrations that continued until the transmitters stopped sending information or until new return migrations.

Results and Discussion

Loggerheads

Loggerheads were tracked for 426 to 1094 days (Table 1), during which they migrated to the northern coast of Brazil, moving over the continental shelf (along the 100m isobath). Movements ceased when the turtles arrived at foraging areas located off the States of Ceará (n = 8), Maranhão (n = 1) and Pará (n = 1). The individual foraging areas were clearly delineated, mean size of individual foraging areas was 8.3 ffl 10.9 km2 (range 1.9 - 37.9 km2), located at a distance (central point) from the coast that ranged from 40 to 125 km (Fig. 1).

Five loggerheads migrated back to their former nesting areas for another reproductive season; time intervals between the end and start of these consecutive nesting seasons were 610, 637, 656, 965 and 1005 days. Three loggerheads returned later to the same foraging areas, moving along the same coastal migratory corridor used previously in both pre- and post-nesting movements. Satellite transmitters from three turtles are still transmitting after almost three years (Table 1).

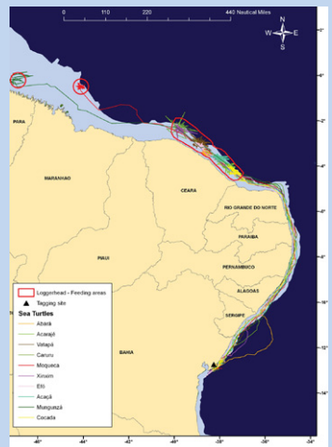


Figure 1. Post-nesting migration routes of loggerheads (n = 10) satellite tagged along the northern coast of Bahia, Brazil.

Table 1. Summary information for loggerhead turtles *Caretta caretta* (n = 10) equipped with PTTs along the northern coast of the state of Bahia, Brazil, from January to March, 2006. CCL, Curve carapace length (cm); CE, Ceará; MA, Maranhão; PA, Pará

Turtle ID	Length CCL (cm)	Date deployed	Inter-nesting (days)	Post-nesting migration (days)	Feeding/ resting (days)	Foraging habitat Name	Foraging habitat Location	Last location	Total time tracked (days)	Number of trans-missions	Distance traveled (km)
Abará	110.7	25/01/06	15	28	550	CE	3.4°S, 38.5 W	10/09/07	593	942	3.353
Acarajé	99	27/01/06	0	37	860	CE	3.9°S, 37.3 W	12/07/08	897	1565	6.467
Vatapá	102	31/01/06	15	30	938[a]	CE	3.1 °S, 38.9 W	30/01/09*	1095	173 2	10.760
Caruru	100	03/02/06	44	42	914[a]	CE	3.9°S, 37.5 W	30.01/09*	1092	1684	11 .440
Moqueca	101.3	14/02/06	66	47	313	MA	0.5°S, 44.1 W	16/04/07	426	1156	4.748
Xinxim	100	15/02/06	29	36	500	CE	2.8°S, 39.8 W	07/09/07	569	886	3,194
Efé	103	18/02/06	28	42	534[b]	CE	10.6 °S, 36.6 W	29/01/09*	1076	2513	9.450
Acacá	1.01	21/02/06	15	36	554[b]	CE	7.4°S, 34.6 W	13/04/08	782	958	5.700
Munzunzá	101.5	22/02.06	63	42	399	PA	0.3°S, 46,9 W	11/07/07	504	800	4.107
Cocada	101	05/03/06	0	34	570[b]	CE	4.6°S, 37.2 W	08/06/08	826	1417	8.358

*Still transmitting
[a] Returned to the nesting beaches in Bahia after 3yr
[b] Returned to the nesting beaches in Bahia after 2yr and then back to the same foraging area (Ceará)

Hawksbills

For the 15 hawksbills, three stopped transmitting in the first 30 days (two during the internesting period), the remaining 12 were tracked for 486 ± 279 days (range 238 - 804 days) (Table 2). Five hawksbills moved southward and eight northward. Hawksbills that moved **northward** stopped at different points, including the States of Bahia (n = 1), Alagoas (n = 2), Pernambuco (n = 1), Rio Grande do Norte (n = 1), Ceará (n = 1) and Pará (n = 2). Hawksbills that moved **southward** stopped in different points off southern Bahia (n=4); one moved away from the coast, along the Vitória-Trindade seamount chain before transmissions ceased (Fig. 2). Tracked hawksbills were sampled for genetic analysis, and results showed that six were hawksbill-loggerhead **hybrids.** Five of these hybrids migrated northward, similarly to loggerheads, one stopped its transmissions during migration while the other four remained at foraging areas along the northern coast of Brazil. Only one hybrid moved to southern Bahia. Amongst the nine **'true'** hawksbills, two stopped transmitting before leaving the nesting areas, four moved southward and three moved northward to areas different from loggerheads (e.g. northeastern coast).

Post-nesting destinations of 'true' hawksbills were characterized by reef ecosystems and differed from those foraging areas frequented by loggerhead and hybrids, which centered their foraging activities on rocky, muddy and sandy marine habitats of the northern **coast of Brazil** (Fig. 2).

Despite the potential effects of hybridization in the post-nesting movements of hawksbills, the key role of the northern Brazilian coast, especially Ceará, and the presence of a coastal migratory corridor for both loggerheads and hawksbills that nest in northeastern Brazil are highlighted by these results which therefore have important conservation implications.

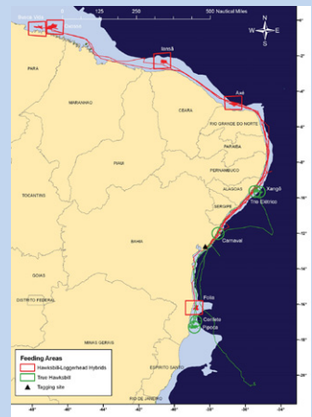


Figure 2. Post-nesting migration routes of hawksbills (n = 15) satellite tagged along the northern coast of Bahia, Brazil.

Table 2. Summary information for hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* (n = 15) equipped with PTTs along the northern coast of the state of Bahia, Brazil, from February to March, 2005. CCL, Curve carapace length (cm); BA, Bahia; PA, Pará; AL, Alagoas; RN, Rio Grande do Norte; CE, Ceará.

Turtle ID	Length CCL (cm)	Date deployed	Inter-nesting (days)	Post-nesting migration (days)	Feeding/ resting (days)	Foraging habitat Name	Foraging habitat Location	Last location	Total time tracked (days)	Number of trans-missions	Distance traveled (km)
Carnaval	99	05/02/05	51	3	308	BA	11.9 °S, 37.5°W	02/02/06	362	436	1479
Ressaca	91,5	05/02/05	22	-	-			27/02/05	22	55	65
Busca Vida[b]	106,5	06/02/05	60	49	147	PA	0.4°S, 47,9°W	20/10/05	256	427	3338
Folia[b]	100	07/02/05	44	10	184	BA	16.1°S, 38.7 W	03/10/05	238	371	1749
Confete	92,5	09/02/05	20	12	66	BA	16.9°S, 38.5 W	13/12/05	307	298	2028
Serpentina[b]	100	09/02/05	-	19	-	-		28/02/05	19	83	760
Colombina	91,5	11/02/05	37	-	-	-		20/03/05	37	88	70
Trio Elétrico	86	11/02/05	19	11	723	AL	9.6°S, 35.4 W	06/03/07	753	533	2977
Pipoca	92	11/02/05	48	17	640	BA	17.4°S, 38.7 W	17/01/07	705	448	1811
Axé[b]	99	12/02/05	-	27	500	RN	4.6°S, 36.6 W	24/07/06	527	727	4936
Yemanjá	93	21/02/05	34	23	-	-		19/04/05	57	223	1353
Oxala	94,5	25/02/05	12	3	-	-		12/03/05	15	59	278
Inasã[b]	105	26/02/05	29	25	442	CE	2,4°S, 40,4 W	07/07/06	516	553	3893
Oxossê[b]	101,5	27/02/05	38	58	537*	PA	0,4°S, 47,1 °W	12/05/07	804	638	6903
Xangô	90,5	28/03/05	22	21	162	AL	9,6°S, 35,4 W	19/04/05	387	186	1338

[b] Hybrids
*Returned to the nesting beaches in Bahia after 2yr

Next steps

- Increase monitoring efforts in the feeding areas indicated off the coast of Ceará.
- Further the participation of TAMAR on existing "Reef Monitoring Networks" in areas indicated as relevant to sea turtles by this study.
- Explore possible management actions and conservation measures of oil and gas exploration activities and regional fisheries operating along the migratory corridor.

Acknowledgements

Projeto TAMAR is affiliated with ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. This project was made possible by fundings of CENPES (PETROBRAS Research Center). For the Telemetry study, we would like to especially thank Dr. Jack Frazier. All Tamar staff that made the sample collection and transmitters installation possible. This poster was produced with the help of Sergio Vinhaes.

References

Available from the author upon request.

Sea Turtle Bycatch in Coastal Net Fisheries in Brazil

Neca Marcovaldi[1], Bruno B. Giffoni[2], Henrique Becker[2], Fernando N. Fiedler[3], Gilberto Sales[4]

[1] Fundação Pró Tamar - Rua Rubens Guelli,134 sala 307 41815-135 Salvador/BA Brazil
E-mail: neca@tamar.org.br

[2] Fundação Pró Tamar - Rua antônio Athanazio da Silva nº 273, jardim Paula Nobre. 11.680-000 Ubatuba/SP Brazil

[3] Fundação Pró Tamar - Cepsul Av. Ministro Victor Konder s/n. 88301-700 Itajaí/SC Brazil

[4] Projeto Tamar-ICMBio - Cepsul Av. Ministro Victor Konder s/n.. 88301-700 Itajaí/SC Brazil.

Brazil has more than 8.000 Km of coastline and five sea turtle species regularly occur along the coast (loggerheads, greens, olive ridleys, leatherbacks and hawksbills). All of them are included in the Brazilian red list and at IUCN´s list. Full legal protection for all species occurring in Brazil was enacted in 1986. Among the different fisheries found in the country, the coastal net fisheries are the most complex group of fisheries due to its diversity and large distribution along the coast. According to The National Action Plan to Reduce Sea Turtle Incidental Capture in Fisheries" - Tamar/Fishery Program (Marcovaldi *et al* 2002), 17 different coastal net fisheries were identified in Brazil. Other relevant coastal fisheries interacting with sea turtles are pound net and corrals. These fisheries have evidenced interaction with sea turtles in different levels. The first assessment was done for the coastal gillnet and pound nets, in the state of São Paulo and for the corrals in the state of Ceará. The methodology included: interviewing fishermen; spreadsheet boards filled out by the captains and the boat´s crew and an on board observer program. These fisheries showed high interactions with sea turtles, namely juvenile green turtles for the coastal gillnets (2002 – 2007. n = 1874 green; mean ccl = 40,3 cm), pound net (1991 – 2007. n = 4.517 green; mean ccl = 40,6 cm) and corrals (1993 – 2007. n = 670 green; mean ccl = 60,66). Strandings might suggest indirect interactions with costal fisheries. In the areas where TAMAR is present, there have been more than 7 thousand records, and green turtles are by far the most common in all places, except for Sergipe state. There adult olive ridleys are found stranded especially during the nesting season. This is of special concern since long term trend analyses have shown a 10 time fold increase on this nesting population.

In 2008, the Brazilian Government created a technical working group, composed of experts from different areas: net fisheries, sea turtles, sea birds, cetaceans, as well as representatives of fishermen. The main objective was to improve the regulations for the different types of net fishing, aiming to mitigate the interactions between net fisheries and endangered species. Accordingly, TAMAR identified and proposed "close areas" for some regions, where high catch rates on foraging aggregations of juvenile green turtles (e.g. coastline of the state of Bahia) have been recorded. Still, TAMAR is seeking to increase sampling effort to coastal gillnets to reach robust CPUEs estimates; Identify critical areas for testing, adjusting and implementing proper mitigation actions, as in the state of São Paulo, where a study to evaluate sea turtle catch rates in coastal gillnets between diurnal and nocturnal periods are underway. In spite of these strategies to mitigate the interactions with sea turtles, TAMAR has always prioritized actions towards

integrating the fishermen and fishing enterprises to sea turtle conservation, through creating a sense of awareness with emphasis on reporting sea turtle captures, handling and adequate release of live turtles. TAMAR has been working with over 400 volunteer fishermen and according to TAMAR data base these fishermen helped save more than 10.000 turtles incidentally caught in different fisheries, along 28 years of cooperation.

142 - DETECTION AND CHARACTERIZATION OF FIBROPAPILLOMA-ASSOCIATED TURTLE HERPESVIRUS IN MARINE TURTLES FROM BRAZIL

Rodenbusch, C.R.[1]; Almeida, L.L.[1], Marks, F.S.[1], Baptistotte, C.[2]; Pires, T.T.[3]; Werneck, M.R.[3]; Damasceno, T.[3]; Allieve, M.[4]; Canal, C.W.[1]
1 Laboratório de Virologia, Faculdade de Veterinária, UFRGS; 2 Centro Tamar-ICMBio, 3 Fundação Pró-Tamar, 4 CECLIMAR, UFRGS, Rio Grande do Sul, Brasil.
Email: carlarodenbusch@yahoo.com.br

Fibropapillomatosis (FP) is a neoplasic disease of marine turtles characterized by the presence of epithelial fibropapillomas and internal fibromas. Although the tumors are considered bening, the disease can be life-threatening; large cutaneous tumors can interfere with the turtles' locomotion, vision, swallowing, and breathing, and visceral tumors can be locally invasive and affect organ function. The prevalence of FP has increased over the past four decades. The first report was on the green turtle (*Chelonia mydas*), but confirmed cases have now also arisen in the loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) species. FP was described in Brazil for the first time in 1986. Differences in the prevalence of FP have been observed between different geographic locations in Brazil, but the nationwide tumor prevalence average in Chelonia mydas was 15,41% between 2000 to 2005. The etiologic agent of FP is most likely a herpesvirus (chelonid herpesvirus 5–ChHV 5); however, environmental cofactors may be involved. Herpesvirus polymerase gene sequences have been detected by PCR in DNA from 100% of the tested fibropapillomas and fibromas. The aim of this work was to identify by PCR and characterize by DNA sequencing the fibropapilloma-associated turtle herpesvirus in marine turtles from Brazil. FP samples will be collected during June/2009 to May/2010 in the Ceará, Bahia, São Paulo, Espírito Santo and Rio Grande do Sul States. Samples of skin without the tumor will be used as negative controls. The PCR amplifies a 483-bp fragment of the turtle herpesvirus DNA Polymerase gene. The obtained sequences will be aligned with sequences already described in the literature. Preliminary results show that one Brazilian sample is similar to the AF299107 Australian sample because it presents no deduced amino acid change. With respect to the samples AF299108 (Australia), AF035004 (Florida), AF299110 (Barbados) and AF299109 (Mexico), the Brazilian sample displays 1, 2, 4 and 5 amino acids changes, respectively. It can be concluded that the ChHV 5 Brazilian sample is more closely related to the Australian samples.
Financial support: CNPq, CAPES
Support: Projeto TAMAR-IBAMA ICMBio, CECLIMAR

143 - HYPERIMMUNE SERUM PRODUCTION USING A CAPSID PORCINE CIRCOVIRUS 2 RECOMBINANT PROTEIN EXPRESSED IN *E. COLI* AND ITS USE IN IMUNOFLUORESCENCE ASSAYS

Machado, J.P.[1,2]; Braga, D.A.M.[1]; **Pinheiro, A.L.B.C.**[1]; Salgado, R.L.[1]; Vargas, M.I.[2]; Fietto, J.L.R.[1], Silva Júnior, A.[1]; Almeida, M.R.[1]
[1]Universidade Federal de Viçosa, Laboratório de Infectologia Molecular Animal, BIOAGRO, Viçosa, MG, Brasil. Laboratório de Histopatologia veterinária, Departamento de Veterinária, Universidade Federal de Viçosa.
E-mail: marcia@ufv.br

Porcine circovirus 2 (PCV2) is a member of *Circoviridae* family. It consists of a non-enveloped virus single-stranded circular DNA about 1.76 kb. PCV2 is the major etiological agent of porcine circoviruses diseases and it is responsible for serious economical losses in the swine industry. In this assay was produced a hyperimmune serum to PCV2 using a purified recombinant capsid protein expressed in E. coli, after that this serum was used in Imunofluorescence assays. The hyperimmune serum was obtained from habits, inoculating three shots in intervals of fifteen days, subcutanelly, containing each shot about 100µg of recombinant protein previously purified by affinity chromatography. The purified protein was emulsified using a saponine adjuvant at 1 mg/mL proportion of inoculated protein. Between every inoculating interval the serum conversion was evaluated by means of ELISA technique. To verify the PCV2 antibody affinity, a *Western blotting* assay was conduced using as antigen a viral inoculums developed in PK15 cells infected with PCV1/PCV2, PCV1 and PCV2 infected cells. The imunofluorescence technique used PK15 infected cells with PCV2 affixed at sheets and treated with serum at dilutions (1:50, 1:100, 1:200, 1:400 e 1:800). Subsequently, the cells were treated with the secondary antibody marked by fluorescein at a prefixed 1:800 dilution. In ELISA assays were verified an increase in antibody levels between the inoculation intervals. In *Western blotting* assays were verified the specificity of the hyperimmune serum to the PCV2 capsid protein, without cross-reaction to the PCV1 capsid protein. Imunofluorescence assays have shown better results at 1:200 dilutions, observing specific fluorescence and low background score. Therefore was possible producing a specific serum to PCV2 used as an important tool to identify the virus at isolated samples and for other biologic assays.
Financial support: FAPEMIG

144 - THE INFLUENCE OF MAGNESIUM CHLORIDE IN THE REPLICATION OF BOVINE HERPESVIRUS TYPE 1

Yamamoto, K.A.[1]; Rincão, V.P.[1]; Linhares, R.E.C.[1]; Nozawa, C.[1]
[1] Departamento de Microbiologia, Centro de Ciências

EFICIÊNCIA DOS ANZÓIS CIRCULARES NA CAPTURA DAS ESPÉCIES-ALVO E REDUÇÃO DA CAPTURA DE TARTARUGAS MARINHAS NA PESCARIA DE ESPINHEL PELÁGICO

Gilberto Sales[a], Bruno B. Giffoni[b], Fernando N. Fiedler[a], Venâncio G. Azevedo[c], Jorge E. Kotas[d], Yonat Swimmer[e], Leandro Bugoni[f]

[a]Projeto Tamar–ICMBio, Itajaí, Brasil
[b]Fundação Pró-Tamar,Ubatuba, Brasil
[c]Instituto de Pesca do Estado de São Paulo, Ubatuba, Brasil
[d]Fundação Pró-Tamar, Itajaí, Brasil
[e]US NOAA Fisheries Hawaii, USA
[f]UFPel, Pelotas, Brasil

INTRODUÇÃO

A redução da captura incidental de tartarugas marinhas nos espinhéis pelágicos tem sido um dos principais objetivos buscados por pesquisadores, pescadores, empresas de pesca, órgãos governamentais e não governamentais envolvidos com a pesca e a conservação de tartarugas marinhas. Nesse sentido, os anzóis circulares têm sido apontados como uma eficiente medida mitigadora, reduzindo a captura de tartarugas marinhas, aumentando as chances de sobrevivência pós-captura e mantendo ou aumentando a produtividade das pescarias (Watson *et al.* 2005 *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62:965-981; Read 2007, *Biol. Conserv.* 135:155-169). Neste estudo comparou-se o desempenho do anzol circular 18/0 10º offset com o anzol J 9/0, tradicionalmente utilizado pela frota brasileira, em relação à: i) captura de tartarugas marinhas e ii) captura das espécies-alvo.

MÉTODOS

A área de estudo extende-se de 20ºS a 38?S e 30ºW a 53?W. O espinhel utilizado foi o estilo americano, com náilon monofilamento (Watson e Kerstetter 2006, *Mar. Technol. Soc. J.* 40:6-11). O anzol testado foi o 18/0 10º *offset*, enquanto o anzol controle foi o J 9/0 0º *offset*. Os anzóis foram iscados com cavalinha (*Scomber* spp.) e lançados alternadamente (J, C, J, C...) ao longo da linha madre. Todas as espécies capturadas foram identificadas e quantificadas. As tartarugas vivas e embarcadas foram marcadas em ambas as nadadeiras anteriores (Cheloniidae) ou nas nadadeiras posteriores (Dermocheliidae). As capturas de peixes e tartarugas nos diferentes tipos de anzóis foram comparadas utilizando-se o teste de Mantel-Haenszel $?^2$ (Agresti 2002, Categorical data analysis, Wiley-Interscience.). Por fim as taxas de captura foram reportadas como número de indivíduos capturados a cada 1000 anzóis.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo 26 viagens foram monitoradas por observadores de bordo e 145.828 anzóis foram testados (metade J e metade circular). Duzentas tartarugas foram capturadas (170 *Caretta caretta*, 28 *Dermochelys coriacea* e 2 *Chelonia mydas*).

Tartaruga-cabeçuda - A taxa de captura diminuiu de: 1,605 tartarugas/1000 anzóis no J para: 0,727 tartarugas/1000 anzóis no circular (Tabela 1). Em relação ao tamanho, os anzóis circulares capturaram tartarugas maiores que os anzóis J (média ? 1 desvio padrão – Comprimento Curvelíneo da Carapaça CCC = 60,5?6,7 cm *vs.* 57,9?7,9 cm t = 2,36, gl = 118, p = 0,02). A proporção de tartarugas que morreram não diferiu entre os anzóis (circular = 5,8%; J = 7,7%, $?^2_{Yates}$ = 0,004, gl = 1, p = 0,9). Entretanto, o número de tartarugas que engoliram o anzol foi significativamente maior no anzol J do que no circular.

Tartaruga-de-couro - A taxa de captura diminuiu de 0,274 tartarugas/1000 anzóis no anzol J para 0,096 tartarugas/1000 anzóis no circular (Tabela 1). Devido ao pequeno número de tartarugas-de-couro capturadas não foi possível testar se houve diferença entre o local de inserção dos anzóis J e Circular. Como as tartarugas-de-couro, por causa do seu tamanho e

peso, dificilmente são embarcadas, apenas 7 indivíduos foram medidos e marcados (CCL 138,1?7,9 cm).

Espécies-alvo - O anzol circular aumentou significativamente a captura de tubarão-azul (*Prionace glauca*), alguns tubarões do gênero *Carcharinus*, albacora-branca (*Thunnus alalunga*) e albacora-bandolim (*T. obesus*). As capturas dos tubarões-martelo (*Sphyrna lewinii* e *S. zigaena*) e anequin (*Isurus oxyrinchus*) e da albacora-laje (*T. albacares*) aumentaram com anzóis circulares, porém o aumento não foi significativo. Para o dourado (*Coryphaena hippurus*) houve decréscimo na captura com anzol circular, também não significativa. A única espécie que apresentou um significativo decréscimo do número de indivíduos capturados no anzol circular em relação ao J foi o espadarte (*Xiphias gladius*) (Tabela 1).

Os resultados demonstram que o uso de anzóis circulares pela frota espinheleira brasileira que atua na região S/SE poderá contribuir com a conservação das tartarugas cabeçuda e de couro, reduzindo significativamente a captura e a mortalidade pós-captura devido a lesões no esôfago causadas mais frequentemente pelo anzol J (e.g. Watson *et al.* 2005, *op. cit.*). Os anzóis também demonstraram um efeito positivo na captura da maior parte das espécies-alvo, similar a outros estudos (revisão em Read 2007, *op. cit.*).

Tabela 1. Comparação entre as taxas de captura de tartarugas e espécies-alvo com anzol circular e J no Brasil.

	Anzol J **Taxa de Captura (Nr. de indivíduos)**	**Anzol Circular** **Taxa de Captura (Nr. de indivíduos)**	**M-H ?²**	***p* value**
Tartarugas	1,893(138)	0,837(61)	25,44	<0,001
Caretta caretta	1,605(117)	0,727(53)	23,40	<0,001
Dermochelys coriacea	0,274(20)	0,096(7)	25,44	<0,001
Chelonia mydas	0,014(1)	0,014(1)	--	--
Peixes ósseos				
Xiphias gladius	11,424(833)	9,806(715)	10,10	0,001
Thunnus obesus	0,315(23)	0,631(46)	0,002	0,008
Thunnus albacares	1,152(84)	1,591(116)	2,04	0,153
Thunnus alalunga	2,482(181)	4,608(336)	22,21	<0,001
Coryphaena hippurus	3,058(223)	2,688(196)	1,73	0,188
Tubarões				
Prionace glauca	20,421(1489)	23,919(1744)	25,53	<0,001
Carcharinus spp.	1,125(82)	1,701(124)	7,77	0,005
Sphyrna lewini/S. zigaena	1,550(113)	1,659(121)	0,21	0,647
Isurus oxyrinchus	1,221(89)	1,742(127)	0,355	0,551

SANTOS, A. J. B.; FREIRE, E. M. X.; CORSO, G.; BELLINI, C. Body weight and the energy budget of gravid hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the nesting season In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 29., 2009, Brisbane, Austrália. **Book of Abstract…** [S.l.:s.n.], 2009.

Body weight and the energy budget of gravid hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) during the nesting season

Armando J. B. Santos, Eliza M. X. Freire, Claudio Bellini and Gilberto Corso

Female hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting along the southeast coastline of Rio Grande do Norte State, Brazil (6º13'40"S, 35º03'05"W) were captured and weighed during the 2006/2007 and 2007/2008 egg-laying seasons. The mean value for the first post-oviposition weight was 79.6 kg (range 56.2 – 105.7 kg; SD = 11.3 kg; n = 72 females). Those individuals which were subsequently recaptured showed a mean weight loss of 1.6 kg (range -3.7 – 5.1; SD = 1.43; n = 75 sets of measurements on 36 females) in the interval between two consecutive post-oviposition (i.e. after one internidal interval). In the cases where the female aborted the nesting process, the pre-oviposition weight was measured. The total effective egg-laying investment was found to be 5.46 kg (range 4.3 – 8.2; SD = 1.09; n = 12 sets of measurements). The mean recovery in body weight was found to be 3.2 kg (range 1.8 – 4.6; SD = 1.05; n = 9 sets of measurements). The recovery in body weight was found to be always significantly lower ($p<0.005$) than the total effective egg-laying investment. This is in agreement with the observed weight loss tendency throughout the breeding season for this species. The weight recovery was analysed using allometric law, converting both loss in body weight and total egg-weight to energy. Using mean body weight of the turtle we calculated that the metabolic maintenance rate of the hawksbill turtle during the nesting period to be 2870 $kJ \cdot d^{-1}$ and the energy that the turtles expended in egg-laying to be 1183 $kJ \cdot d^{-1}$. The daily net weight loss converted into energy is 4213 $kJ \cdot d^{-1}$. The total daily energy consumption (maintenance plus egg production) is of the same magnitude as the daily energy from weight loss. We argue that there is no reason for a significant extra intake of energy during the oviposition period. Hence we conclude that the observed weight recovery is due to rehydration.

CARACTERIZAÇÃO DA FROTA DE REDES DE EMALHE SEDIADA NA PRAIA DA BARRA DA LAGOA, FLORIANÓPOLIS, SC – BRASIL

Gustavo David Stahelin[1], Juçara Wanderlinde[1], Fernando Niemeyer Fiedler[1], Eduardo Tadashi Estevam Yoshida[1]

[1]Fundação Pró-TAMAR. Caixa postal 5098, Florianópolis, SC – Brasil. CEP: 88.040-970 – Trindade. tamarsul@tamar.org.br

O litoral do Estado de Santa Catarina é conhecido pelo grande pontecial pesqueiro. Em Florianópolis, a Praia da Barra da Lagoa abriga a maior comunidade pesqueira da Ilha de Santa Catarina. Estudos indicam que a atividade pesqueira é a maior responsável pelo declínio das populações de tartarugas marinhas ao redor do mundo (National Research Council, 1990). Em Santa Catarina, as pescarias com rede de emalhe possuem uma ampla difusão em todo litoral e estão entre as pescarias que mais interagem com as tartarugas marinhas. Este trabalho teve como objetivo caracterizar as diferentes pescarias com rede de emalhe de fundo que operam a partir do Canal da Barra da Lagoa – Florianópolis, SC, tendo como marco metodológico o conceito de pescaria adotado pelo Projeto TAMAR-ICMBio (Sales *et al*., 2003) e visando um melhor entendimento do funcionamento dessa atividade para auxiliar nas futuras estratégias para a conservação das tartarugas marinhas.

Foram entrevistados os mestres de 38 embarcações, onde foram identificadas 6 pescarias diferentes (Fundo para Abrótea – *Urophycis sp.*, Corvina – *Micropogonias furnieri*, Linguado – *Etropus sp.*, Tubarão – *Squatina sp.*; Superfície para Anchova – *Pomatomus sp.*, e Tainha – *Mugil sp.*). Há 13 embarcações voltadas a pesca de Abrótea com comprimento variando entre 5 e 12m. A pescaria de Corvina conta com 21 embarcações com comprimento variando entre 6 e 14m. Para pesca de Linguado há 4 embarcações com comprimento entre 6 e 11m. Pescando Tubarão há apenas 1 embarcação com 11m de comprimento. Para as pescas de superfície há 36 embarcações com comprimento entre 5 e 14m, enquanto que para Tainha há 20 embarcações com comprimento entre 9 e 12m.

Em uma primeira análise das informações obtidas, chama atenção o fato de haver mais barcos pescando Anchova que Tainha, uma vez que a Tainha é o pescado mais conhecido da região. Entretanto em conversas informais com os pescadores, eles mencionam a diminuição dos cardumes de Tainha e também o aumento do valor de mercado da Anchova. A safra da Anchova tem sido em geral mais produtiva e rentável, tornando a Tainha de certa forma menos interessante do ponto de visto econômico. De modo geral, tanto as frotas de pesca de fundo quanto as de superfície tendem a utilizar a área da Ilha de Florianópolis como área de pesca. Limitam-se (na maioria) entre a Praia dos Ingleses e Ilha do Arvoredo (limites norte) e Praia do Campeche e Ilha de Moleques do Sul (limites sul) e até 60m de profundidade. Alguns barcos com motores mais potentes, casaria e porão para armazenamento de peixes chegam a ir até Itajaí e São Francisco do Sul (limites norte) e Laguna e Torres-RS (limites sul). Praticamente todas as embarcações entrevistadas realizam mais de uma pescaria, fazendo com que o esforço seja direcionado a diferentes espécies de acordo com as condições ambientais mais favoráveis, tornando a frota altamente versátil. Há ainda uma embarcação que possui 3 redes diferentes para a pesca de Anchova, enquanto que as demais possuem apenas 1 rede para cada pescaria. Esta embarcação utiliza as redes de modo que uma delas pode ser utilizada fixa próximo aos costões, enquanto que outra é deixada em maiores profundidades a deriva. Desta forma o mesmo barco aumenta em muito o seu esforço de pesca e eventualmente a produtividade.

A partir das informações levantadas por este trabalho, será realizado o monitoramento de pescaria por algumas embarcações, a fim de identificar quais artes de pesca, de que forma, e com que intensidade interagem com as Tartarugas Marinhas. Posteriormente as informações do monitoramento irão viabilizar cálculos de CPUE, taxas de mortalidade e a sugestão de medidas mitigadoras para minimizar o impacto destas pescarias sobre as populações destes animais.

O Projeto TAMAR, um programa de conservação do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente do Brasil, é co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobras.

Referências Bibliográficas:

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Decline of sea turtles: causes and prevention.** National Academy Press, Washington, USA. 1990.

SALES, G.; GIFFONI, B.; MAURUTTO, G.; BRUNZIN, M.. Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo – Brasil. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN Y USO SUSTENTABLE DE LA FAUNA MARINA, 2., REUNIÓN DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 1., 2003. Montevideo. **Libro de Resúmenes...**, p.65, 2003.

INFECÇÃO POR TREMATÓDEOS DIGENÉTICOS DA FAMÍLIA SPIRORCHIIDAE EM TARTARUGAS VERDES (*Chelonia mydas* LINNAEUS, 1758) NO BRASIL

Max Rondon Werneck[1]✉, Berenice Maria Gomes Gallo[1], Reinaldo José da Silva[2]

[1]✉Fundação Pró-Tamar, Ubatuba, São Paulo State, Brazil, CEP 11680-000, e-mail: max@tamar.org.br
[2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brasil

A família Spirorchiidae Stunkard 1921 compreende um grupo de trematódeos que habita o sistema circulatório de tartarugas. Esta família inclui cerca de 100 espécies, agrupadas em 19 gêneros, sendo que helmintos de 10 destes gêneros foram relatados como parasitas de tartarugas marinhas. No presente estudo foi avaliada a infecção por trematódeos da família Spirorchiidae, coletados em exemplares juvenis de *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 provenientes da região de Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil (Limite Sul - Figueira 23º 35`17`` S e 45º 16`38``O e Limite Norte - Camburi 23º 22`17`` S e 44º 47`02`` O). O estudo incluiu 171 exemplares de *C. mydas* que foram necropsiadas no período entre junho de 2005 e junho de 2007. Todos os animais foram encaminhados mortos ou vieram a óbito no Centro de Reabilitação de Tartarugas Marinhas do Projeto Tamar-ICMBio em Ubatuba, São Paulo. Os animais estudados apresentaram média de comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) de 37,6 ± 4,9 cm (variação de 33,8 a 40,9 cm) e média de peso de 6,1 ± 2,8 Kg (variação de 4,1 a 7,8 kg). Para esta análise, os corações dos animais foram abertos com auxílio de tesoura e pinça, colocados em frasco contendo solução de citrato de sódio e agitados vigorosamente durante um minuto, sendo posteriormente transferidos para um cálice de decantação. O sedimento destes frascos foram coletados com auxílio de pipeta de Pasteur e analisados com auxílio de estereomicroscópio. Setenta e nove tartarugas (46,1%) foram positivas para espécies de Spirorchiidae, sendo coletados um total de 1082 helmintos das espécies: *Learedius learedi* Price 1934, *Neospirorchis schistosomatoides* Price, 1934 e *Monticelius indicum* Mehra, 1939. O número de parasitas por hospedeiro variou de 1 a 313, a abundância média total foi de 5,99 ± 1,89 e a intensidade média foi de 13,65 ± 4,16. Os índices mais elevados de prevalência, abundância média e intensidade média de infecção foram observadas na espécie *L. learedi*, seguido de *N. schistosomatoides* e *M. indicum.* Na análise dos dados por trimestre foi observada pequena queda na prevalência durante o segundo trimestre, além de uma tendência de aumento nos índices de abundância média, intensidade média de infecção e números de parasitas recuperados. Não foi observada diferença entre as quantidades de helmintos nos trimestres ($p = 0,60$) e nem entre o número de parasitas em relação ao CCC ($p > 0,05$), peso ($p > 0,05$) e sexo do animal ($p = 0,479$). Em relação à clínica, foi observado que aqueles animais que apresentavam quadros de debilidade (magros, apáticos com maior carga de epibiontes e ectoparasitas e capturados após encalhe de praia e/ou capturados flutuando) tinham maiores taxas de infecção em comparação com os animais provenientes de afogamento ($p = 0,041$). Dentre os parasitos encontrados neste estudo, apenas *L. learedi* e *M. indicum* foram anteriormente relatados em tartarugas marinhas na costa brasileira. Assim, este é o primeiro registro de ocorrência de *N. schistosomatoides* em exemplares de *C. mydas* nesta região. Em 16,5% (n = 13) dos casos estudados, foi constatado nas necropsias a presença de numerosos nódulos de coloração escura, com 1-2 mm de diâmetro, na superfície serosa do intestino delgado, mesentério, pâncreas, cérebro e glândula de sal. Estes nódulos correspondem a lesões por deposição de ovos de Spirorchiidae na corrente sanguínea. O presente estudo representa uma importante contribuição para o conhecimento das relações parasita-hospedeiro região do Atlântico Sul Ocidental. Análises parasitológicas em populações de tartarugas marinhas são escassas em nossa região e somente um maior número de investigações poderá elucidar o papel e a influência destes helmintos nas populações de quelônios marinhos em diferentes locais e fases de vidas destes hospedeiros.

“O Projeto TAMAR-ICMBio é um programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela Petrobras”.

Apoio Financeiro: Fapesp (2007/59504-7)

MONITORIA DE PÚBLICO NO CENTRO DE VISITANTES DO PROJETO TAMAR, EM UBATUBA/SP

Almeida, B.A.D.L.[1], Gallo, B.M.G. [1], Fernandes, J.S. [1], Macedo, S. [1] & Becker, J.H. [1]
Projeto Tamar – ICMBio – Base de Ubatuba/SP – tamaruba@tamar.org.br

O Centro de Visitantes (CV) do Projeto TAMAR-ICMBio em Ubatuba, recebe cerca de 100 mil visitantes/ano. Apresenta tanques de exposição de tartarugas marinhas, e réplicas destas em tamanho natural, painéis fotográficos, auditório e sala de recreação. O padrão de comunicação é adotado em todos os CVs do Tamar. Apesar de ser uma exposição auto-explicativa, o Tamar mantém um programa de monitoria de visitantes com o objetivo de sensibilizar o público para a questão da ameaça de extinção das tartarugas marinhas, além de ensinar sobre aspectos da história natural destes animais. Os monitores, estagiários voluntários, são graduandos em cursos relacionados ao meio ambiente. Na seleção, são valorizadas as experiências em atividades de educação ambiental, considerando que cerca de 80% da carga horária é destinada a monitoria do público. Os estagiários recebem treinamento, com aulas teóricas sobre a biologia das tartarugas marinhas, histórico do Projeto Tamar e atividades de conservação realizadas pelo Projeto. Em palestra específica, discute-se o conceito de Educação Ambiental, o enquadramento das ações educativas realizadas pelo Tamar neste conceito e principalmente busca-se estimular o empenho dos monitores na sensibilização dos visitantes. Mais que uma aula de biologia de tartarugas, o monitoramento dos visitantes é uma oportunidade de motivar no público a adoção de atitudes pró-ativas na conservação do meio ambiente. O objetivo deste trabalho é verificar a aceitação do Programa de Monitoria pelo público visitante, e avaliar o desempenho dos monitores. Para caracterizar o público e identificar possíveis melhorias da estrutura e do atendimento no CV, o Tamar iniciou em janeiro de 2008 uma pesquisa mercadológica, com entrevistas aplicadas pelos monitores a visitantes adultos escolhidos ao acaso. Neste trabalho, foram utilizadas apenas as respostas relacionadas ao atendimento do público. De janeiro de 2008 a janeiro de 2009 foram entrevistados 716 visitantes entre turistas brasileiros (90,0%), turistas estrangeiros (3,2%) e moradores de Ubatuba (6,8%). Quanto ao atendimento, 60,5% dos entrevistados foram monitorados e 39,5% não foram; Dentre os visitantes monitorados (n=433), 87,3%, consideraram necessária a monitoria, e dentre os não monitorados (n=283), apenas 29% consideram necessária. Quanto ao preparo dos monitores, 99,5% dos visitantes monitorados (n=430) confirmaram o domínio do assunto pelos monitores. O Programa de monitoria de Visitantes do Tamar em Ubatuba foi muito bem avaliado pelo público. A necessidade de monitoria apontada pelo público demonstra a riqueza de informações recebidas, resultado este dificilmente alcançável numa exposição auto-guiada; Entretanto, a qualidade da comunicação visual pode sugerir aos visitantes não monitorados a sensação de auto-suficiência. Este trabalho não pretende analisar a eficiência da monitoria enquanto proposta de Educação Ambiental. Entretanto, este modelo certamente é promissor na formação e aperfeiçoamento de futuros professores e educadores ambientais, e bastante eficiente na disseminação do ideal de conservação ambiental, defendido pelo Projeto Tamar. O Projeto Tamar/ICMBio/MMA é co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela Petrobras.

PROGRAMA "AMIGOS DO MAR": UMA PARCERIA PELA EDUCAÇÃO AMBIENTAL

MACEDO, S.[1]
DENGLER, E.[2]
AGUIAR, C.R.[3]
Projeto Tamar-ICMBio tamaruba@tamar.org.br
2. PMKT – Perfect Marketing atendimento@pmktnet.com.br
3. Instituto Arcor do Brasil caguiar@arcor.com.br

RESUMO

Neste trabalho pretende-se apresentar a Campanha de Educação Ambiental Amigos do Mar e a viabilidade de parceria entre organizações de execução de política ambiental, no caso a conservação das tartarugas marinhas no Brasil, Projeto Tamar-ICMBio/Fundação Pró-Tamar, e o setor empresarial, representado pela Empresa Arcor do Brasil. O Projeto Tamar tem a missão de promover a recuperação e sobrevivência das populações das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil por meio de três linhas de ação: conservação e pesquisa aplicada, desenvolvimento local sustentável e educação ambiental. A empresa Arcor do Brasil, pelo Instituto Arcor, mantém projetos educacionais voltados a crianças e adolescentes. Entre eles, a Campanha Amigos do Mar. São apresentadas as principais atividades da Campanha: Programa Escolar Amigos do Mar, Prêmio de Educação Ambiental Amigos do Mar, site temático Sou Amigo do Mar e as Exposições Itinerantes. São destacadas as diversas ferramentas utilizadas na execução dos programas, como o Guia de Educação Ambiental "Nossas Águas Sempre Limpas", em versão impressa e eletrônica, contendo sugestões de aulas para todas as séries/anos do ensino fundamental – nível I. São apresentados os resultados parciais da avaliação feita por 515 professores, quanto ao conteúdo, diagramação e compreensão da linguagem utilizada no guia. É salientada a abrangência do Prêmio de Educação Ambiental que, em cinco edições, atingiu 1.564.500 alunos do ensino fundamental de 5.931 escolas públicas e particulares de 15 estados brasileiros, incentivando alunos e professores a refletirem sobre a biodiversidade e a proteção dos recursos naturais.

Palavras-chave: Educação ambiental, conservação de fauna, Projeto Tamar, Arcor do Brasil

INTRODUÇÃO

O Projeto Tamar é uma parceria do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), órgão do Ministério do Meio Ambiente e da Fundação Pró-Tamar, instituição privada, sem fins lucrativos e declarada de utilidade pública federal, patrocinado pela Petrobras e atuante na conservação das tartarugas marinhas no Brasil, que continuam ameaçadas de extinção.

Desde a sua implantação, em 1980, a missão do Tamar tem sido promover a recuperação e sobrevivência das populações das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, mantendo-as em níveis saudáveis e capazes de cumprirem suas funções ecológicas. É fundamental que as tartarugas encontrem praias seguras para nidificar, bem como garantir a proteção das águas costeiras, onde se alimentam, descansam e passam parte de seu ciclo de vida realizando migrações definidas.

Embora tenha surgido com o objetivo de proteger as tartarugas marinhas, o Tamar considerou que os trabalhos de conservação não poderiam ficar restritos a estes animais, e que seria necessário apoiar o desenvolvimento das comunidades costeiras de forma a reduzir a pressão sobre as tartarugas marinhas. Essas comunidades, diretamente envolvidas na gênese das ameaças à sobrevivência das tartarugas marinhas, teriam que ser sensibilizadas e perceber alguma vantagem na proteção desses animais. Nesse sentido é que se aplica o conceito muito utilizado em Biologia da Conservação: o de "espécie bandeira". Sob a bandeira da conservação das tartarugas, o Tamar catalizou e implementou atividades que proporcionam várias vantagens para os diferentes setores sociais envolvidos, principalmente as comunidades costeiras, e contribuiu para disseminar a lógica

do eco desenvolvimento no país. No imaginário social e ambiental, a tartaruga marinha assumiu um papel de destaque, transformando-se em símbolo de conservação com intensa repercussão em todos os setores da sociedade. (Patiri.V.A. 2002)

Os benefícios do programa integrado do Tamar, usando a tartaruga marinha como espécie-bandeira, estão espalhados ao longo de milhares de quilômetros da costa brasileira. Ao proteger águas costeiras da poluição e de atividades pesqueiras predatórias, de forma a garantir a segurança das tartarugas marinhas, esta proteção estende-se aos peixes e outros organismos que compõem a base tanto para a pesca artesanal quanto para importantes atividades econômicas do setor pesqueiro. (Frazier, J.G. 2001)

O Tamar monitora cerca de 1.100 quilômetros de praias, através de 22 bases operacionais mantidas em áreas de alimentação, desova, crescimento e descanso desses animais, no litoral e ilhas oceânicas dos Estados da Bahia, Sergipe, Pernambuco (Fernando de Noronha), Rio Grande do Norte (Atol das Rocas), Ceará, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina.

Para desenvolver o Programa Nacional de Proteção, Manejo e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, o Projeto Tamar conta com o apoio de praticamente todos os setores da sociedade, inclusive de lideranças empresariais que buscam agregar valor a sua marca, associando-a a um projeto conservacionista e passando a desenvolver programas de caráter principalmente educacional.

PARCERIA PROJETO TAMAR/ICMBio e ARCOR DO BRASIL

A empresa Arcor do Brasil, grupo empresarial latino-americano, por meio do Instituto Arcor Brasil, responsável pelo investimento social privado da empresa, tem interesse em apoiar os setores mais vulneráveis da sociedade e incentivar projetos que envolvam a preservação da natureza. Desta forma, a Empresa e o Projeto Tamar-ICMBio assinaram um contrato de parceria a partir de 2003 onde se estabeleceu que a Arcor do Brasil, além de apoiar as atividades da Base do Projeto Tamar de Ubatuba (SP), implementaria a criação e manutenção da Campanha Amigos do Mar, um amplo programa de educação ambiental em consonância com os fundamentos estabelecidos pelo Tamar para a conservação das tartarugas marinhas. A partir de 2006, a Arcor do Brasil passou também a apoiar a base Tamar Sul, situada em Florianópolis (SC).

A Lei N° 9.795, de 27 de abril de 1999, que normatiza a Política Nacional de Educação Ambiental, define como Educação Ambiental Não Formal as ações e práticas educativas voltadas à sensibilização da coletividade sobre as questões ambientais e à sua organização e participação na defesa da qualidade do meio ambiente, assim como incentiva a participação de empresas públicas e privadas no desenvolvimento de programas de educação ambiental em parceria com a escola, a universidade e as organizações não-governamentais.

Ao associar os princípios de Educação Ambiental Não Formal às ações de conservação das tartarugas marinhas, o Tamar e seus parceiros podem contribuir para que as comunidades litorâneas e o público em geral, adquiram consciência ambiental, participando direta e efetivamente das estratégias de conservação.

METODOLOGIA

CAMPANHA AMIGOS DO MAR

A Campanha Amigos do Mar foi criada em 2003, com o objetivo de desenvolver diversas ações educativas usando como tema "Nossas Águas Sempre Limpas" e as tartarugas marinhas como motivação. Atualmente, a campanha está sendo aplicada pelos seguintes instrumentos: o Programa Escolar Amigos do Mar, o Prêmio de Educação Ambiental Amigos do Mar, o site temático infantil www.souamigodomar.com.br . Nos anos de 2003 e 2004, a Campanha Amigos do Mar mostrou uma exposição itinerante para divulgar ao público em geral os trabalhos de conservação das tartarugas marinhas desenvolvido pelo Projeto Tamar. A exposição (figuras 1 e 2), em área de 100

m², apresenta painéis explicativos e cinco réplicas das tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil. Além de uma ferramenta educativa, a exposição pode ser considerada uma opção de cultura e entretenimento para o público. Instaladas em locais de grande circulação como aeroportos e *shopping centers*, a exposição tem monitores para atendimento ao público em geral e aplicação de oficinas de desenhos e pintura para o público infantil. (Tabela 1.)

Tabela 1 – Exposição Itinerante Amigos do Mar – Data e local

Data	Local	Cidade/Estado
7/7 a 04/8/2003	*Carrefour* – G. Gronchi	São Paulo/SP
05/8 a 31/8/2003	*Shopping Center* Eldorado	São Paulo/SP
15/9 a 18/9/2003	Feiras ABRAS	Rio de Janeiro/RJ
20/9 a 04/10/2003	*Shopping Market Place*	São Paulo/SP
06/10 a 11/10/2003	Feira *Kids & Teens*	São Paulo/SP
12/10 a 26/10/2003	*Shopping Center* Penha	São Paulo/SP
1º a 13/06/2004	*Shopping* Ibirapuera	São Paulo/SP
14 a 27/06/2004	*Shopping* Dom Pedro I	Campinas/SP
28/6 a 02/08/2004	Aeroporto Internacional	Guarulhos/SP
02 a 30/08/2004	Aeroporto Internacional	São José dos Pinhais/PR
20/09 a 12/10/2004	*Shopping Plaza* Sul	São Paulo/SP
13 a 24/10/2004	*Shopping* Anália Franco	São Paulo/SP



Figura 1 – Exposição itinerante



Figura 2 – Exposição Itinerante

PROGRAMA ESCOLAR AMIGOS DO MAR

Segundo Munhoz (2004), uma das formas de levar educação ambiental à comunidade é pela ação direta do professor na sala de aula e em atividades extracurriculares. E destaca ainda: Os professores são a peça fundamental no processo de conscientização da sociedade dos problemas ambientais, pois buscarão desenvolver em seus alunos hábitos e atitudes sadias de conservação ambiental e respeito à natureza, transformando-os em cidadãos conscientes e comprometidos com o futuro do país.

O Programa Escolar Amigos do Mar é uma ferramenta para educadores de apoio paradidático, criado e coordenado pela empresa PMKT, especializada em projetos educacionais, com a orientação técnica da equipe de pesquisadores do Projeto Tamar/ICMBio – Base de Ubatuba/SP. O Programa é direcionado aos alunos do ensino fundamental, inicialmente de escolas particulares (2003 e 2004) e nos anos seguintes passou a ser oferecido para alunos de escolas públicas. Para fundamentar o Programa Escolar Amigos do Mar, foi produzido o Guia de Educação Ambiental "Nossas Águas Sempre Limpas". O guia tem uso contínuo nas escolas e seu conteúdo está organizado em temas (Tabela 2), abrangendo: objetivo, apresentação, atividades para a aula, curiosidades, saiba mais, fotos de referência e bibliografia.

Tabela 2 – Temas apresentados no Guia de Educação Ambiental "Nossas Águas Sempre Limpas"

Série/ano	Temas	Objetivos
1ª série / 2º ano	Moradores do mar	Consciência ecológica com respeito ao meio marinho e seus habitantes.
	Tartaruga não é peixe	Apresentar os habitantes marinhos que não são peixes: a tartaruga-cabeçuda e tartaruga-oliva, destacando que o hábitat deles são as águas dos oceanos e dos mares.
	Aves marinhas	Estimular a observação de aves, especialmente as marinhas, percebendo as ameaças que enfrentam por causa das alterações na natureza, podendo correr o risco da extinção.
2ª série / 3º ano	Moradores do mar e a poluição	Mostrar a vida marinha influenciada pela poluição. Especificamente o que acontece com a tartaruga marinha quando ingere acidentalmente sacos plásticos à deriva no mar.
	A água e a poluição	Mostrar a biodiversidade marinha sofrendo a influência da poluição das águas. Despertar na criança o desejo de agir em prol da qualidade das águas.
	Manguezais	Conhecer os principais manguezais brasileiros e sua importância para a vida humana, para a flora e fauna do país.
3ª série / 4º ano	Curiosidades do mundo marinho	Mostrar que a água doce ocupa a maior parte do planeta e que todos dependemos da água para sobrevivermos. Levar a criança a perceber que os mares abrigam muitas espécies diferentes. Enfatizar animais curiosos e divertidos.
	Como manter nossas águas sempre limpas?	Levar a criança a perceber que muitas embalagens e elementos não mais usáveis e que contribuem para o nosso conforto não devem ser descartados de maneira impensada, dando-lhes o devido destino (reciclagem ou recuperação/reutilização).
	Costão rochoso e seus moradores	Identificar e conhecer as características de alguns costões rochosos, ambientes costeiros formados por rochas de diferentes tamanhos e encontrados também em ilhas.
4ª série / 5º ano	Extinção de animais marinhos – que bicho é esse?	Exemplificar, por meio do risco de extinção das tartarugas marinhas, a necessidade de cuidar do ambiente marinho. As tartarugas serão as protagonistas para se tratar da extinção dos animais marinhos.
	Lixo marinho e sua duração no mar	Conhecer os efeitos na fauna marinha do lixo em seu hábitat e apresentar aos alunos a possibilidade de descobrirem que o lixo também requer tratamento adequado.
	Unidades de Conservação Marinha	Conhecer as características das Unidades de Conservação Marinha existentes e 4 espaços distintos: Reserva Biológica, Estação Ecológica, Parque e Área de Relevante Interesse Ecológico.

Em 2008, o guia foi reformulado e ampliado com a introdução de novas imagens e novos conteúdos sobre seguintes temas: aves marinhas, manguezais, costão rochoso e seus moradores e Unidades de Conservação Marinha, os quais não constavam na edição anterior. A introdução de

novos temas procurou atender o resultado da avaliação realizada em 515 questionários respondidos pelos professores que receberam o kit de participação no 4º Prêmio Cultural Amigos do Mar.

O guia teve avaliação geral positiva, sendo considerado "excelente" por 56% e "bom" para 41% quanto ao conteúdo e, sobre a diagramação, obteve 100% de aprovação – 42 % "excelente" e 58% "bom". A pesquisa também mostrou que a linguagem utilizada no guia teve aprovação por parte dos professores, sendo considerada "muito fácil de ser compreendida" por 26% e "fácil de ser compreendida" por outros 72%.

Além da versão impressa distribuída para as escolas credenciadas, o guia está disponível em versão eletrônica no site www.amigosdomarnaescola.com.br .

Para apoiar a execução das aulas oferecidas no Guia de Educação Ambiental, foram criados dois cartazes: Quem é amigo do mar? e Nossas águas sempre limpas! (Figuras 3 e 4.) Esses cartazes fazem parte do material disponibilizado para as escolas credenciadas a participarem das edições do Prêmio de Educação Ambiental Amigos do Mar.



Fig. 3 – Cartaz: Quem é amigo do mar?



Fig. 4 – Cartaz: Nossas águas sempre limpas!

PRÊMIO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL AMIGOS DO MAR

A proposta pedagógica do Prêmio de Educação Ambiental Amigos do Mar é estimular nas escolas a utilização do conteúdo do Guia de Educação Ambiental e levar os alunos à reflexão sobre o tema "Nossas águas sempre limpas!". Por meio deste concurso cultural, a escola proporciona aos alunos condições para que possam perceber, refletir e comunicar suas idéias sobre questões do meio ambiente, especialmente das águas, recurso natural fragilizado e passível de tornar-se esgotável. É uma proposta interdisciplinar que integra áreas de conhecimento, como as ciências naturais, a geografia e as artes. Os professores incentivam os alunos a estabelecerem relações com sua vida cotidiana, valorizando as possibilidades de mudanças e ampliando o interesse por novas experiências que podem conduzir a mudanças de comportamento desejadas. No campo das artes, os professores conduzem os alunos a perceberem criticamente a natureza e expressarem por meio de desenhos seus sentimentos, idéias e emoções. Os alunos participam também da escolha dos trabalhos e, desta forma, podem exercitar e manifestar suas opiniões, ao tempo em que aprendem a respeitar outras opiniões. O concurso de desenhos possibilita representar idéias em defesa do meio ambiente, amparadas pelo conhecimento e pela discussão de direitos e deveres dos cidadãos na preservação de todas as formas de vida no planeta.

A execução dos desenhos merece orientação especial do professor. Em duplas, escolhidas livremente por eles, os alunos são incentivados a realizarem o desenho livre, de modo criativo e inventivo, sem a influência de imagens e informações dos temas tratados. (Figura 5.)



Figura 5 – Conjunto de desenhos vencedores na categoria B, do 5º Prêmio Amigos do Mar

A escola elege os melhores desenhos e os envia para a comissão julgadora, composta por artistas, arte-educadores e biólogos. São escolhidas 10 escolas finalistas (1º ao 5º lugar em cada categoria) e as duas escolas contempladas com o 1º lugar recebem a Exposição Tamar composta de painéis fotográficos e réplicas das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil. Faz parte da exposição o Kit Tamar com peças biológicas (filhotes e ovos, casco e crânio de tartaruga conservados), além de jogos infantis, livros, revistas e DVDs sobre tartarugas marinhas. Em cinco edições de 2003 a 2008 (não houve a edição do ano de 2005), o Prêmio de Educação Ambiental Amigos do Mar atingiu 1.564.500 alunos de 5.931 escolas dos estados da região Sul – Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul –, Sudeste – São Paulo, Rio de Janeiro e Minas Gerais – e Nordeste – Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará, Piauí e Maranhão. Na 6ª edição do Prêmio – 2009, o estado do Espírito Santo foi incluído entre os participantes.



Fig. 6 – Crianças participantes do Prêmio de EA



Fig. 7 – Entrega dos Prêmios



Fig. 8 – Monitoria dos alunos



Fig. 9 – Alunos vencedores do Prêmio

SITE TEMÁTICO SOU AMIGO DO MAR – www.souamigodomar.com.br

Outra ferramenta relevante da Campanha Amigos do Mar é o site "Sou amigo do Mar" direcionado para o público infantil, contendo rico material informativo sobre o ambiente marinho. Por imagens, curiosidades, jogos e brincadeiras e de uma forma interativa, as crianças vão conhecendo e aprendendo aspectos da vida marinha. Criado em 2003, é frequentemente atualizado.

RESULTADOS

Site Programa Escolar Amigos do Mar

Tabela 3 – Total acessos

Período	Visitantes	Visitas	Páginas Visitadas
Set. a dez. 2006	7.038	8.957	48.463
Jan. a dez. 2007	28.531	35.180	204.692
Jan. a dez. 2008	23.089	29.099	155.412
Jan. a mar. 2009	3.405	3.845	12.298
Total	62.063	77.081	420.865

Site Temático Sou Amigo do Mar
Tabela 4 – Total de acessos

Período	Visitantes	Visitas	Páginas Visitadas
Set. a dez. 2006	1.099	1.929	10.106
Jan. a dez. 2007	11.386	15.687	98.249
Jan. a dez. 2008	23.352	27.311	196.028
Jan. a mar. 2009	4.237	5.125	30.722
Total	40.074	50.052	335.105

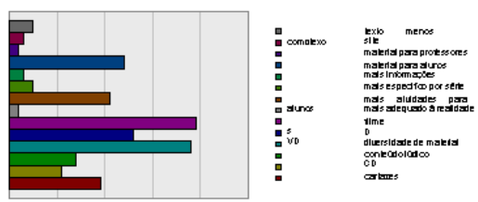
Prêmio de Educação Ambiental
Tabela 5 – Resumo geral

Edição	Escolas Convidadas	Escolas Participantes	Alunos Atingidos	Estados Participantes
1º Prêmio	4.340	739	90.000	4: SP,PR,SC e RS
2º Prêmio	4.445	1.186	150.000	4: SP,PR,SC e RS
3º Prêmio	4.669	1.195	440.000	4: SP,PR,SC e RS
4º Prêmio	7.546	1.746	572.000	6: SP,MG, RJ,PR,SC e RS
5º Prêmio	8.351	1.065	312.500	11: SP, MG, BA, AL, SE, PB, PE, RN, CE, PI , MA
TOTAL	29.351	5.931	156.4500	15

Guia de Educação Ambiental
Gráfico 1: Avaliação dos professores – Qualidade do conteúdo apresentado:



Gráfico 2: Avaliação dos professores – Sugestões de melhoria no conteúdo:



CONSIDERAÇÕES FINAIS

O estabelecimento de parcerias entre instituições ambientalistas voltadas à conservação dos recursos naturais e empresas com visão social e ambientalmente responsável pode resultar no estabelecimento de programas educacionais, que permitem aos alunos participantes do Prêmio de

Educação Ambiental Amigos do Mar a oportunidade de refletir sobre as questões ambientais, pois, segundo Antonio & Guimarães (2005), ao interpretar e representar o meio ambiente, podem compreender diferentes realidades ambientais e, deste modo, intervir nas construções das mesmas mediante uma ação consciente pela Educação Ambiental.

O Programa Amigos do Mar está em total sintonia com a Década das Nações Unidas de Educação para o Desenvolvimento Sustentável (DEDS), promovida entre 2005-2014. É significativa a contribuição do Programa para a educação ambiental, que vem sendo impulsionada em todo planeta, desde outubro de 1977, quando foi realizada a Conferência Intergovernamental de Educação Ambiental em Tbilisi, na Geórgia. Três décadas depois, o Programa Amigos do Mar procura implementar o olhar amplo, social, ambiental e cultural, proposta nesta conferência e assumido na Lei Política Nacional de Educação Ambiental, a Lei 9795, de 27 de abril de 1999.

BIBLIOGRAFIA

ANDRADE, V.J.A. *Projetos Ecológicos e Desenvolvimento Local – Estudo de Caso Projeto Tamar*. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal da Bahia. 2002.

ANTONIO, D.G.; GUIMARÃES, S.T. DE LIMA. *Representação do meio ambiente através do desenho infantil: refletindo sobre os procedimentos interpretativos*. Revista Eletrônica de Educação Ambiental em Ação nº 14, set-nov. 2005.

FRAZIER. J.G. *Um farol do novo mundo*. In: Revista do Tamar, nº 4. 2001.

MUNHOZ, T. *Desenvolvimento Sustentável e Educação Ambiental*. Disponível em HTTP://www.apoema.com.br . Consulta em 29/04/2009.

MOVIMENTOS MIGRATÓRIOS DA TARTARUGA-CABEÇUDA, CARETTA CARETTA, MONITORADOS ATRAVÉS DE TELEMETRIA POR SATÉLITE.

Maria A. Marcovaldi[1], Gustave G.Lopez[1], Luciano S. Soares[1], Eduardo M. Lima[1], João C. Thomé[2] e Antonio P. Almeida[2]

[1]Fundação Pró-TAMAR, Cx Postal 2219, Salvador, BA, 41950-970; [2]Projeto TAMAR/ICMBio, Reserva Biológica de Comboios, Linhares, ES, Cx Postal 105, 29900-970.

Palavras-chave: Caretta, telemetria, satélite, área de alimentação, migração

O litoral Norte da Bahia representa a principal área de desova da tartaruga-cabeçuda no Brasil. A marcação e recaptura de fêmeas ao longo dos anos forneceu informações importantes sobre a biologia reprodutiva da espécie, além de registros pontuais sobre os deslocamentos internidais e pós-reprodutivos. Entretanto, o uso do espaço durante o período internidal, a localização das áreas de alimentação, bem como o comportamento migratório entre os sítios de desova e alimentação constituem ainda lacunas no conhecimento necessário à conservação da tartaruga-cabeçuda no Brasil. Com o objetivo de acompanhar os deslocamentos internidais e pós-reprodutivos na principal população da espécie no Brasil, dez fêmeas receberam transmissores (Sirtrack KiwiSat 101) durante emergências reprodutivas nas praias da região, sendo monitoradas por até 1.133 dias. Oito fêmeas permaneceram na área de desovas após a instalação dos transmissores e as áreas individuais ocupadas durante este período evidenciaram uma fidelidade perceptível mesmo em uma escala local. Após intervalos variáveis, todas as fêmeas migraram para áreas de alimentação situadas na costa Norte do Brasil. As áreas individuais de alimentação foram estabelecidas sobre a plataforma continental. A distância entre os sítios reprodutivos e as áreas de alimentação pode atingir mais de 2.000km, e o período médio de deslocamento, mais de um mês. O trajeto foi realizado ao longo da plataforma, e foi evidenciado um corredor migratório bem delineado; o tempo de permanência monitorada na área e sua extensão foram positivamente correlacionados. O estudo mostrou ainda a existência de intervalos variáveis de remigração aos sítios de desova. Três fêmeas foram rastreadas durante a segunda migração para as áreas de alimentação; nos três casos, o deslocamento ocorreu ao longo do mesmo corredor migratório delineado durante os deslocamentos iniciais das dez fêmeas. As mesmas áreas de alimentação foram ocupadas nesta segunda migração. Os resultados obtidos revelaram importantes aspectos do uso do ambiente pela tartaruga-cabeçuda: a delimitação de um corredor migratório ao longo de toda a costa Nordeste do Brasil, das áreas de alimentação na costa Norte, especialmente no Ceará, e a fidelidade aos sítios de alimentação. Estas informações fornecem subsídios importantes para o planejamento das ações de conservação das tartarugas marinhas no Brasil.

AS PALESTRAS COMO MEIO INTERPRETATIVO: ESTUDO DE CASO COM PALESTRANTES EM FERNANDO DE NORONHA – PE

Jasmine Cardozo Moreira[1]
Rafael Azevedo Robles[2]
Claudio Bellini[3]

Eixo temático: Ecoturismo e Educação Ambiental
Apresentação Oral

A iniciativa de proporcionar palestras gratuitas e com periodicidade diária em Centros de Visitantes não é das mais comuns no Brasil. Em Fernando de Noronha (PE), um dos paraísos ecoturísticos do Brasil, tal panorama é diferente. Há treze anos realizadas diariamente e gratuitamente no Centro de Visitantes – Museu Aberto das Tartarugas Marinhas do Projeto Tamar/ ICMBio, já foram mais de quatro mil e duzentas palestras durante toda a sua atividade. Seguem uma programação semanal, abordando temas pertinentes a espécies de fauna encontradas no Arquipélago (como as tartarugas marinhas, tubarões, golfinhos rotadores), informações sobre as Unidades de Conservação, ecoturismo, e uma programação especial que inclui palestras sobre as pesquisas que são realizadas na região e demais ilhas oceânicas. Antes das palestras, são também exibidos vídeos, com o intuito de repassar informações sobre outras espécies marinhas e noções de educação ambiental. No sentido de conhecer a opinião sobre o trabalho que vem sendo feito no CV-Tamar/ICMBio, esta pesquisa teve como objetivo realizar entrevistas com todos os palestrantes que ministraram ao menos dez palestras durante o ano de 2007 e primeiro trimestre de 2008. Os dez palestrantes, voluntários, foram questionados se através da sua palestra acreditavam que estavam conseguindo educar ambientalmente e conscientizar os visitantes. O resultado demonstrou que a totalidade dos palestrantes concorda com o fato de que consegue despertar uma possível mudança de atitude dos visitantes. Além disso, os mesmos observam benefícios na comunidade: sociais (81,8%) econômicos (90,9%) e ambientais (100 %). Por intermédio das palestras e dos outros meios interpretativos disponíveis no CV Tamar/ICMBio (vídeos, painéis e exposição), todos os entrevistados acreditam que o CV vem cumprindo o seu papel, ao proporcionar educação ambiental e auxiliar na conscientização dos visitantes de uma forma em geral. Percebeu-se assim que as palestras são importantes no que diz respeito à transmissão de informações aos visitantes, ao trazerem informação de forma descontraída, a respeito das questões ambientais da ilha e do mundo. As sugestões feitas incluem a ampliação do espaço (no verão a superlotação é freqüente) e a diversificação dos temas, que poderiam também incluir os aspectos geológicos e da avifauna do Arquipélago. Destarte, percebeu-se que os palestrantes estão satisfeitos com os resultados proporcionados. Conclui-se que durante os treze anos de atividade do CV Tamar/ICMBio, as palestras vêm caracterizando seu sucesso, principalmente pelo fato de ser o principal meio interpretativo utilizado visando a conscientização e sensibilização não só dos visitantes, mas também da comunidade.

Palavras-chave: Palestras, Fernando de Noronha, Meios Interpretativos.

[1] Departamento de Turismo – Universidade Estadual de Ponta Grossa, jasmine@uepg.br .
[2] Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo rarobles@ambiente.sp.gov.br
[3] Coordenador Regional - Projeto Tamar/ICMBio RN/PE – claudio@tamar.org.br

PRESENÇA DE RESÍDUOS ANTROPOGÊNICOS NO TRATO GASTRO-INTESTINAL DE TARTARUGAS MARINHAS NECROPSIADAS PELO PROJETO TAMAR - ICMBio ALMOFALA,CE EM 2007

Ramalho, F.P. [1,2], Lima, E.H.S.M.[2], Melo, M.T.D[2], Spiandorin, M. [2] & Vaismenos, T.M. [2].

[1]Médica Veterinária Autônoma. – E-mail: felfys@uol.com.br
[2]Fundação Pró -Tamar. Acesso Projeto Tamar, 151 – Almofala – CE. CEP: 62592 - 000 - E-mail: tamarce@tamar.org.br

A poluição dos mares é atualmente um dos principais problemas para todos os organismos marinhos. No Ceará, a base do Projeto TAMAR - ICMBio em Almofala, vem atendendo tartarugas marinhas encalhadas e debilitadas, ocorrentes no litoral cearense. O lixo interfere na alimentação, locomoção e prejudica o ciclo de vida das tartarugas marinhas. Sabe-se que resíduos antropogênicos podem causar lesões graves em todas as porções do trato digestório, elevando o risco de morte por ruptura de órgãos que conseqüentemente causam hemorragias. Além disso, o lixo retido no estômago garante ao indivíduo a sensação de saciedade, levando-o a não mais se alimentar. O presente estudo tem como objetivo relatar os casos de óbitos de quatro tartarugas marinhas, de um total de 51 indivíduos que encalharam ao longo da costa do Ceará no ano de 2007, relacionados à ingestão de resíduos antropogênicos. Entre os meses de janeiro a novembro de 2007, foram realizadas quatro necropsias em tartarugas marinhas que vieram a óbito, durante o processo de tratamento na área de quarentena do Projeto TAMAR. Os animais foram encontrados encalhados na praia e transferidos para a base. Foram identificados como sendo das espécies tartaruga-verde (***Chelonia mydas***) (n=2) e tartaruga-de-pente (***Eretmochelys imbricata***) (n=2). Os animais foram necropsiados, segundo Wolke & George A. 1981, para análise macroscópica das lesões e coleta de amostras para análises laboratoriais. As amostras de lixo encontradas foram coletadas, identificadas e lavadas em água corrente. Em seguida, o material foi colocado em recipientes de vidro imersos em álcool 70%, durante sete dias. Após este período, foram novamente lavadas em água corrente e secas ao sol por duas horas sendo acondicionados em recipientes de vidro devidamente identificados. Nas necropsias foram identificados os seguintes resíduos antropogênicos no trato gastro-intestinal dos animais: ráfia, plástico, borracha, artefatos de pesca e fios de nylon. Também foi possível constatar graves lesões ulcerativas, caseosas e hiperêmicas, ao longo de todo o trato digestório. A ocorrência de lixo no trato gastro-intestinal das tartarugas necropsiadas alerta para a gravidade do problema da poluição marinha. A ingestão de lixo é freqüente e as injúrias causadas são fatores determinantes para a saúde destes animais. De acordo com o apresentado verifica-se que estudos sobre a poluição marinha e suas graves conseqüências para os animais, são de suma importância para o desenvolvimento de estratégias que visem à conscientização do homem sobre o destino dos resíduos antropogênicos, minimizando, o efeito que o lixo causa as populações de tartarugas marinhas em todo o mundo.

Rodamilans G., Pires T.T., Róstan G., Garcez Neto A.F., Goldberg D. W., Franke C.R. **Ocorrência de resíduos antropogênicos no trato digestório de tartarugas marinhas encalhadas no litoral norte da Bahia**. *Anais do XII Congresso ABRAVAS.* Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas (Fundação Pró-Tamar), Av. Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, CEP 48280000. Mata de São João, BA – Brasil. E-mail: gustavomilans@tamar.org.br

Introdução: As tartarugas marinhas são espécies consideradas em perigo de extinção ou em perigo crítico de extinção (IUCN 2007), sendo de origem antrópica as principais causas de declínio destas populações, como destruição das áreas de nidificação; captura incidental; poluição dos mares; além de outras práticas não sustentáveis (NAS 1990). O litoral norte baiano é uma importante área de alimentação da tartaruga verde juvenil, *Chelonia mydas*, e de nidificação da tartaruga de pente, *Eretmochelys imbricata* e da tartaruga cabeçuda, *Caretta caretta* (Marcovaldi e Marcovaldi 1999), ficando estas espécies expostas aos impactos ambientais ocorrentes nesta região.

Neste estudo foi avaliada a presença de resíduos antropogênicos no trato digestório de tartarugas marinhas provenientes de encalhes na região do litoral norte da Bahia. Segundo Bjorndal (2000), é importante o estudo sobre a ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas nas áreas de alimentação, as quais são consideradas prioritárias para o manejo populacional e para a sobrevivência destas espécies de quelônios. Hutchinson e Simmonds (1991) descrevem os efeitos físicos e químicos dos resíduos antrópicos quando ingeridos pelas tartarugas marinhas e relatam que pode haver o bloqueio do trato digestório, causando ulcerações e ferimentos na mucosa estomacal, perfuração de estomago e/ou intestino e impactação de conteúdo intestinal, podendo levar a morte. A ingestão, em baixos níveis, pode não ser letal, no entanto, animais podem ficar mais fracos e mais susceptíveis a doenças e a predação (Laist 1987). A ingestão de fragmentos sólidos antropogênicos por tartarugas marinhas é descrita em outros países, porém, no litoral brasileiro ainda são raros os estudos sobre o tema, sendo descritos por Bugoni et al. (2001), em estudo realizado no Sul do Brasil, onde os autores observam a presença de resíduos antropogênicos no estômago de 60,5% e por Mascarenhas et al. (2004), que relatam a presença de resíduos plásticos no trato digestório de duas tartarugas no Estado da Paraíba, no Nordeste brasileiro, sendo uma tartaruga verde juvenil e uma tartaruga oliva adulta.

Material e Métodos: No período de janeiro de 2006 a outubro de 2007 foram realizadas necropsias em 45 tartarugas marinhas, das espécies *Chelonia mydas* (36 indivíduos com média de comprimento curvilíneo de carapaça de 36,14 cm e peso médio de 3,6 kg) e *Eretmochelys imbricata* (9 indivíduos com média de comprimento curvilíneo de carapaça de 32,87 cm e peso médio de 3,77kg). Estes animais foram encontrados e resgatados pelas equipes do Projeto TAMAR-ICMBio que estão locadas, estrategicamente, em pontos do litoral norte baiano, cobrindo uma área de 212km de praia, divididas em quatro bases: Arembepe, Praia do Forte, Sauípe, e Sitio do Conde, sendo o ponto mais ao sul 12°58'40"S 38°25'14"W e o ponto mais ao norte 11°27'53"S 37°21'06"W.

Durante a realização das necropsias, o trato gastrointestinal foi retirado desde o esôfago até a porção distal do intestino grosso, para inspecionar a presença de resíduo antropogênico. Em caso positivo, foi identificada a localização anatômica do resíduo de acordo com os quatro compartimentos do trato digestório: esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso.

A comparação entre os quatro compartimentos do trato gastrointestinal foi feita pelo teste de comparação de Duncan a 5% de probabilidade (Quinn e Keough, 2002).

Resultados: Dos 45 animais necropsiados, foram encontrados resíduos antropogênicos em 27 animais (60%), sendo 74,1% (20/27) dos casos na espécie *Chelonia mydas* e 26,9% (7/27) na espécie *Eretmochelys imbricata*.

Os principais tipos de resíduos encontrados em algum dos quatro compartimentos foram linhas de nylon utilizado em pesca; sacos plásticos; pedaços de plástico duro; isopor; corda de sisal; filtro de cigarro; pedaços de canudo plástico, dentre outros.

Os resíduos antropogênicos foram encontrados em todos os quatro compartimentos do trato digestório, observando-se a seguinte freqüência decrescente de achados: intestino grosso, 47,53%; estômago, 25,31%; intestino delgado, 15,43% e esôfago, 11,73%. Os achados no intestino grosso foram significativamente mais freqüente, estatisticamente provado, em relação a qualquer um dos outros compartimentos. Já o estômago, intestino delgado e esôfago, não apresentaram diferença estatística na freqüência de resíduos entre os três compartimentos.

Discussão e Conclusão: A freqüência de resíduos antropogênicos no trato digestório de tartarugas marinhas é relatada por diversos autores em diversos oceanos: 20% no Mediterrâneo Central (Gramentz, 1988); 51,2% na Costa Sul do Texas (Plotkin et al. 1993); 56% na Costa da Flórida (Bjorndal et al. 1994); 79,6% no Mediterrâneo Ocidental (Tomás et al. 2002); 60,5% no Atlântico Sul (Bugoni et al. 2001) e 19,35% nas Ilhas Canárias (Orós et al. 2005). No presente estudo observamos a alta freqüência (60%) de resíduo antropogênico ingerido por tartarugas marinhas no litoral norte baiano. Schulman e Lutz (1992) confirmaram que tartarugas marinhas, quando com fome, alimentam-se de resíduos e Tomás et al. (2002), sugerem que as tartarugas marinhas apresentam uma baixa seletividade para se alimentar.

Bjorndal et al (1994), afirmam que a observação do trato digestório deve ser realizada desde o esôfago até o intestino grosso para que a freqüência de resíduos encontrados não seja subestimada. Estes autores comprovam que quando analisado todo o trato digestório a freqüência encontrada foi de 56% (24/43) e quando realizada observando apenas o esôfago e o estômago a freqüência foi de apenas 14% (6/43). Schulman e Lutz (1992) sugerem que é maior a chance de encontrar resíduos na região dos intestinos das tartarugas marinhas em virtude das numerosas curvaturas apresentadas neste segmento do trato digestório destes animais.

Neste estudo, foi observada a presença de resíduos em todos os quatro compartimentos gástricos, sendo que o intestino grosso apresentou a maior freqüência dos achados com 47,53%. O intestino grosso foi o único compartimento que apresentou diferença significativa na freqüência relativa dos achados quando comparado com os demais compartimentos analisados, o que corrobora a observação feita por Bjorndal et al. (1994).

De acordo com Bjorndal et al. (1994), a ingestão de resíduos antropogênicos pode provocar a morte do animal quando atrapalha a função normal do trato digestório, impedindo a movimentação da digesta, causando impactação e provocando volvos gástricos e intestinais.

Com base nestes resultados faz-se necessário um esforço abrangente de conscientização ambiental, não só das populações litorâneas, como também dos atores envolvidos na atividade turística, através de projetos multidisciplinares de educação ambiental que venham a minimizar a disposição de resíduos antropogênicos no meio. Urge

que se faça também um trabalho junto aos órgãos públicos competentes que vise uma ação maior no que diz respeito a presença de dejetos nos leitos de rios, uma maior limpeza de praias, a limpeza de porões de navios próximos ao continente dentre outras inúmeras ações, que reduziriam o risco da ingestão de resíduos pelas tartarugas marinhas que buscam no litoral norte baiano um refugio para alimentar-se e nidificar.

Referências: Bjorndal K.A., Bolten A.B. & Lagueux C.J. 1994. Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. Marine Pollution Bulletin, 28(3):154-158. - Bjorndal K.A. 2000. Prioridad en la pesquisa em áreas de alimentacíon, p 12-14. In. Eckert Karen, L. (Eds), Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. Tradução do inglês por Raquel Briseño-Dueñas et al. Pennsylvania: IUCN/CSE, 2000. (IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group). - Bugoni L., Krause L. & Petry M.V. 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in Southern Brazil. Marine Pollution Bulletin, 42(12):1330-1334. – Gramentz D. 1988. Involvement of loggerhead turtle with the plastic, metal, and hydrocarbon pollution in the Central Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, 19(1):11-13. - Hutchinson J., Simmonds M. 1991. A review of the effects of pollution on marine turtles. Greenpeace International, p. 27. - IUCN. 2007. IUCN red list of threatened species. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 01 setembro 2008. - Laist D.W. 1987. Overviewof the biological effects of lostand discarded plastic debris in the marine environntent. Marine Pollution Bulletin. 18(6B):319-326. - Marcovaldi M.A. & Marcovaldi G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation, 93:35-41. - Mascarenhas R., Santos R. & Zeppelini D. 2004. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. Marine Pollution Bulletin, 49:354-355. - NAS. 1990. Decline of sea turtles: causes and prevention. National Academy Press, Washington, D.C. - Orós J., Torrent A. & Déniz S. 2005. Diseases and causes of mortality among sea turtles stranded in the Canary Islands, Spain (1998-2001). Diseases of aquatic organisms, 63:13-24. - Plotkin P.T., Wicksten M.K. & Amos A.F. 1993. Fedding ecologyof the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. Marine Biology, 115:1-15. - Quinn G.P. & Keough M.J. 2002. Experimental design and data analysis for biologist. Cambridge University Press, UK. p.537. - Schulman A.A. & Lutz, P. 1992. The effect of plastic ingestion on lipid metabolism in the green sea turtle (Chelonia mydas). In: Annual Workshop On Sea Turtle Biology And Conservation. 12., Georgia. Proceedings… Flórida: NOAA, 1995. p. 122-124. NOAA Technical Memorandum (NMFS-SEFSC-361). - Tomás J. Guitart R. Mateo R. & Raga A.J. 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. Marine Pollution Bulletin, 44:211-216.

Termos de indexação: Tartarugas marinhas, resíduos, trato digestório, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*.

Artigos Internacionais

BUGONI, L.; NEVES, T.S.; LEITE JUNIOR, N.O.; CARVALHO, D.; SALES, G.; FURNESS, R.W.; STEIN, C.E.; PEPPES, F. V.; GIFFONI, B. B.; MONTEIRO, D. S. Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. Fisheries Research, New York, v.90, p.217–224, 2008.

LIMA, H.S.M.; MELO, M.T.D.; SEVERO, M.M.; BARATA, P.C.R. Green Turtle Tag Recovery Further Links Northern Brazil to the Caribbean Region. Marine Turtles Newsletter, Wales, v. 119, p.14-15, 2008.

SALES, G.; GIFFONI, B. B.; BARATA, P. C.R. Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 2008. v.88, n. 4, p. 853-864.

VARGAS, S.M.; ARAUJO, F.C. F.; MONTEIRO, D.S.; ESTIMA, S.C.; ALMEIDA, A.P.; SOARES, L.S.; SANTOS, F.R. Genetic Diversity and Origin of Leatherback Turtles *(Dermochelys coriacea*) from the Brazilian Coast. Journal of Heredity, Washington, US, v.99, n.2, p. 215–220, 2008.

WERNECK, M.R.; GIFFONI, B.B.G.; CONSULIM, C.E.N.; GALLO, B.M.G. A case report of hook ingestion and expelling by the green turtle *Chelonia mydas* Linnaeus 1758. Marine Turtles Newsletter, Wales, v. 120, p.11-12, 2008.

WERNECK, Max Rondon, DUTRA, G. H., GALLO, B. Analysis of a Live Stranded Leatherback, *Dermochelys coriacea,* in Brazil. Marine Turtle Newsletter. Wales, v.122, p.8 - 9, 2008.

WERNECK, Max Rondon, THOMAZINI, C., MORI, E., GONCACVES, V., GALLO, B., SILVA, R. J. Gastrointestinal helminth parasites of Loggerhead turtle *Caretta caretta* Linnaeus 1758 (Testudines, Cheloniidae) in Brazil.. Pan-American Journal of Aquatic Sciences. , v.3, p.351 - 354, 2008.

Artigos Nacionais

WERNECK, M.R.; GALLO, B.M.G.; SILVA, R.J. First report of Monticellius indicum Mehra, 1939 (Digenea: Spirorchiidae) infecting *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines: Chelonidae) from Brazil. Brazilian Journal of Biology, v.68, n.2, p.455-456, 2008

WERNECK, M.R.; GALLO, B.M.G.; SILVA, R.J. Spirorchiids (Digenea: Spirorchiidae) infecting a Hawksbill sea turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1758) from Brazil. Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnologia. v.60, n.3, p.663-666, 2008.

Eventos Internacionais

BALDASSIN, P; BARBOSA, C; WERNECK, M. R; CUNHA, J. M; SALOMON, J; GOUVEA, F; BRONDIZIO, L; GALLO, H; GALLO, B; TEIXEIRA, L. Reabilitação e monitoramento de animais marinhos no Litoral Norte do estado de São Paulo e Sul do estado do Rio de janeiro, Brasil In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE REHABILITACION DE FAUNA MARINA, 1., 2008, San Clemente del Tuyu. Resumos... [S.l: s.n.], 2008.

MAGALHÃES, M.; SANTOS, A. J. B.; FREITAS, M. L.; SILVA, N. B.; MOURA, C. E. B. Macro and microscopic anatomy of the esophagus of the green turtle. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 28, 2008, Mexico. Book of Abstracts... [S.l.:s.n.], p. 43-44. 2008.

MARCOVALDI, M.A.; THOMÉ, J.L.; LOPEZ, G.L.; SANTOS, A. S.; SOARES, L.S.; SILVA, A.C.C.D.; BARATA, P.C.R. Conservation of Sea Turtles in Brazil: Encouraging Results Obtained on Nesting Beaches. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 28., 2008, Loreto, México. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2008.

SANTOS, A. J. B.; FREIRE, E. M. X.; CORSO, G.; BELLINI, C. Change in the body weight of adult female hawksbill turtles during the 2006/2007 breeding season, on the southeast coast of Rio Grande do Norte State, Brazil. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 28., 2008, Loreto, México. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2008.

WERNECK, M. R.; BAPTISTOTTE, C. Atendimentos veterinários em tartarugas marinhas realizadas pelo Projeto TAMAR-ICMBio no Brasil., In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE REHABILITACION DE FAUNA MARINA, 1., 2008, San Clemente del Tuyu. Resumos... [S.l: s.n.] 2008.

WERNECK, M. R; TADASHI, E; PIRES, T. T; MELO, M. T. D; CASTILHO, J; BAPTISTOTTE, C. Reabilitação de tartarugas marinhas nas bases do Projeto TAMAR-ICMBio, na Costa Brasileira. In: CONGRESO LATINOAMERICANO DE REHABILITACION DE FAUNA MARINA, 1., 2008, San Clemente del Tuyu. Resumos... [S.l: s.n.], 2008.

SANTOS, A. J. B.; FREIRE, E. M. X.; CORSO, G.; BELLINI, C. Change in the body weight of adult female hawksbill turtles during the 2006/2007 breeding season, on the southeast coast of Rio Grande do Norte State, Brazil. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 28., 2008, Loreto, México. Book of Abstract... [S.l.:s.n.], 2008.

Eventos Nacionais

GALLO, B. M. G. , MACEDO, S., FERNANDES. J. S., ALMEIDA. B. A. D. L. de, OTTONI NETTO, G.F., WERNECK, M. R., GIFFONI, B. B., BRONDÍZIO, L. S. e BECKER, J. H. A Interação entre a pesca artesanal e as tartarugas marinhas, no município de Ubatuba, Litoral Norte de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 4., 2008, SÃO PAULO. Resumos... São Paulo: [s.n.], 2008.

HAHN, ANELISE TORRES; CASTILHO, JAQUELINE COMIN DE; SOARES LUCIANO; BONATTO, SANDRO L. Houve perda significativa da variabilidade genética da tartaruga olive (Lepidochelys olivacea) no litoral brasileiro devido à ação antrópica? In: ENCONTRO DE GENETICISTAS DO RIO GRANDE DO SUL, 16. 2008, Porto Alegre, Resumos....[S.l.:s.n.], 2008.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. Encalhes de Tartarugas de Couro (Dermochelys coriácea, Vandelli, 1761) registrados pela Base do Projeto TAMAR-ICMBio no Ceará entre os anos de 2004 a 2007. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2008, Fortaleza. Resumos... [S.l:s.n.], 2008.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. Sazonalidade de Tartarugas Marinhas capturadas em pescarías regionais ou encalhadas na Costa do Ceará entre os anos 1993 a 2007. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2008, Fortaleza. Resumos... [S.l:s.n.], 2008.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.; SPIANDORIN, M. Centro de Visitantes do Projeto TAMAR-ICMBio em Almofala: Uma importante Ferramenta para a Conservação das Tartarugas Marinhas no Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2008, Fortaleza. Resumos... [S.l:s.n.], 2008.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.; SPIANDORIN, M.; SANTANA, L.M.B.M.; NUNES, R.L.; VALLE, J.V.R. do. Dados sobre Tartarugas Marinhas registradas durante o ano de 2006 pelo Projeto TAMAR-ICMBio em Almofala, Estado do Ceará In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2008, Fortaleza. Resumos... [S.l:s.n.], 2008.

MARCOVALDI, M.A.; THOMÉ, J.C.; ALMEIDA, A.P.L.S.; LOPEZ, G.G.; SANTOS, A.S.; SOARES, L.S.; da SILVA, A.C.C.D.; CASTILHOS, J.C.; BELLINI, C.; GROSSMAN, A.; BARATA, P.C.R.Conservação de tartarugas marinhas no Brasil: resultados encorajadores em áreas de desova. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 3., 2008, Fortaleza. Resumos...[S.l:s.n.], 2008.

MATOS, L.; CASTILHOS, J.; WEBER, M.; VICENTE, L.; Padrões na reprodução de *Lepidochelys olivacea* no estado de Sergipe: intervalo internidal e fidelidade espacial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, Curitiba. Resumos... [S.l: s.n.], 2008.

MATOS, L.; CASTILHOS, J.; WEBER,M.; VICENTE, L. Padrões na reprodução da tartaruga oliva, *Lepidochelys olivacea*, no estado de Sergipe (Brasil). In: ENCONTRO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, 3., Faro, Portugal, 2008. Livro de resumos... [S.l.: s.n.], 2008. p.19.

MOLFETTI, E.; VARGAS, S.; MONTEIRO, D.; ESTIMA, S.; SOARES L.; SANTOS, F. Diversidade de microsatélite de tartarugas de couro, *Dermochelys coriacea* (Reptllia: Dermochelidae). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 54., Salvador, 2008. Livro de resumos... [S.l.: s.n.], 2008.

PATIRI, V.J.A.; FERREIRA, S.N.M.; LOPEZ, G.G.; DOMINGOS, L.D. Os resultados de Estratégias para Mitigar os Impactos Ambientais causados pela fotopoluição na Conservação de Tartarugas Marinhas. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DISTRIBUIÇÃO DE ENERGIA, 18. Olinda. Resumos... [S.l.: s.n.], 2008.

VARGAS, S.; SOARES L.; SANTOS, F. Alelos exclusivos indicam introgressão em espécies de tartarugas marinhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 54., Salvador, 2008. Livro de resumos... [S.l.: s.n.], 2008.

Capítulos de Livros

BELLINI, C.; GROSMANN, A.; LIMA, E.H.S.M. *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: MMA, 2008. v.2, p.359-361. (Biodiversitas, 19).

MARCOVALDI, M.A.; BAPTISTOTTE, C.; THOME, J.C.A.; ALMEIDA, A.P. *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: MMA, 2008. v.2, p.357-359. (Biodiversitas, 19).

MARCOVALDI, M.A.; LOPEZ, G.G.; BELLINI, C. *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: MMA, 2008. v.2, p.362-363. (Biodiversitas, 19).

SILVA, A.C.C.D.; CASTILHOS, J.C.; SANTOS, A.S. *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: MMA, 2008. v.2, p.364-365. (Biodiversitas, 19).

THOME, J.C.A.; BAPTISTOTTE, C.; ALMEIDA, A.P. *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761). In: Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: MMA, 2008. v.2, p.366-367. (Biodiversitas, 19).

Monografias

LONGO G. O. Análise espaço-temporal da predação de ninhos de tartarugas marinhas e avaliação de metodologia antipredação, no litoral norte da Bahia. Universidade federal de Santa Catarina. Centro de Ciências Biológicas. Departamento de Ecologia e Zoologia
Laboratório de Biogeografia e Macroecologia Marinha. Florianópolis,SC 2008.

MACIEL L. C. Influência da umidade, temperatura e granulometria na taxa de eclosão de tartaruga-cabeçuda (Caretta caretta, Linnaeus 1758) na praia de Santa Maria, Litoral Norte da Bahia, Brasil. Curso Instituto de Biologia – Universidade Federal da Bahia. BA. 2008.

SILVA, M.P. Avaliação das ocorrências de tartarugas marinhas nos municípios de Acaraú (Comunidade da Volta do Rio) e Itarema (Comunidade do Farol de Itapajé), Ceará-Brasil, durante o ano de 2007. Departamento de Biologia. Curso de Ciências Biológicas. Universidade Federal do Ceará, CE, 2008.

SOUZA, N. L. Caracterização da Frota de Espinhel de Superfície nos Portos de Itajaí e Navegantes (SC) e a Captura Incidental de Tartarugas Marinhas. Curso de Oceanografia. Centro de Ciências Tecnológicas, da Terra e do Mar - CTTMar, Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. Itajaí, SC, 2008.

Boletim TAMAR

TAMAR, 2008. Projeto TAMAR-ICMBio – Fundação Pró-TAMAR, Ano XII, Número 40, janeiro.

TAMAR, 2008. Projeto TAMAR-ICMBio – Fundação Pró-TAMAR, Ano XII, Número 41, abril.

TAMAR, 2008. Projeto TAMAR-ICMBio – Fundação Pró-TAMAR, Ano XII, Número 42, julho.

Vídeos

TAMAR 2008 “Tamar 28 anos”. Projeto TAMAR-ICMBio- Fundação Pró TAMAR, 8 minutos.

Available online at www.sciencedirect.com
ScienceDirect
Fisheries Research 90 (2008) 217–224
FISHERIES RESEARCH
www.elsevier.com/locate/fishres

Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil

Leandro Bugoni [a,b,*], Tatiana S. Neves [b], Nilamon O. Leite Jr. [c], Demétrio Carvalho [b], Gilberto Sales [c], Robert W. Furness [a], Carlos E. Stein [c], Fabiano V. Peppes [b], Bruno B. Giffoni [c], Danielle S. Monteiro [d]

[a] *Institute of Biomedical and Life Sciences, University of Glasgow, Glasgow G12 8QQ, UK*
[b] *Projeto Albatroz, Av. dos Bancários, 76/22- Ponta da Praia, CEP 11.030-300, Santos-SP, Brazil*
[c] *Centro Tamar-Ibama, Av. Paulino Muller, 1111, Jucutuquara, Vitória-ES, CEP 29040-715, Brazil*
[d] *Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental – NEMA, Rua Maria Araújo, 450, Cassino, Rio Grande-RS, CEP 96.207-480, Brazil*

Received 28 May 2007; received in revised form 3 October 2007; accepted 19 October 2007

Abstract

The decline of populations of certain seabirds and sea turtles around the world is partly related to their incidental capture in large-scale fisheries. However, the impacts of small-scale fisheries on endangered seabirds and sea turtles, being carried out in many places around the world, have been largely neglected by scientists and governments. We monitored 178 fishing days and described a range of poorly known hook-and-line commercial fisheries carried out by the Itaipava fleet, southeastern Brazil, composed by 497 vessels and deploying hooks from 18°S to 35°S. Seven fisheries were defined: fast trolling for tuna and tuna-like species, slow trolling for Bigeye tuna, handlining, surface longline for Dolphinfish, pelagic longline for Swordfish, bottom dropline, and pole-and-line with live bait. We observed bycatch of 47 seabirds of six species and 45 turtles of four species. Capture rates were higher for the surface longline for Dolphinfish (0.15 birds/1000 hooks and 1.08 turtles/1000 hooks), slow trolling for Bigeye tuna (0.41 birds/day) and handlining targeting Yellowfin tuna (0.61 birds/day). Endangered Spectacled petrel (*Procellaria conspicillata*), Atlantic Yellow-nosed (*Thalassarche chlororhynchos*), and Black-browed (*T. melanophris*) albatrosses were the main seabirds caught. Immature Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) and immature or adult Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) were the main sea turtles affected by the surface longline for Dolphinfish. Monitoring the fleet and bycatch levels, development of mitigation measures, establishment of educational programs, government control over the fleet, and enforcement, are urgently required for the hook-and-line fisheries described in the present study.
© 2007 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Bycatch; Albatross; Petrel; Fishery description; Loggerhead turtle; Leatherback turtle

1. Introduction

Fisheries are a major cause of mortality for seabirds and sea turtles around the world (National Research Council, 1990; Brothers et al., 1999), accounting for the decline of several species (Gales, 1997; Lewison et al., 2004). An important cause of seabird mortality is the interaction with pelagic longlines for tunas (*Thunnus* spp.) and Swordfish (*Xiphias gladius*), which have received much attention of scientists (e.g. Gales, 1997; Brothers et al., 1999). Fisheries such as gillnet, trawling, and dropline have been considered a minor mortality factor for pelagic seabirds (Gales, 1997), but recent studies show that some other fisheries cause high mortality levels. Around Malvinas-Falkland Islands, Sullivan et al. (2006) estimated a mortality rate of 0.47 seabirds per fishing day per vessel in the factory trawl fleet for finfish. Gillnets targeting Monkfish (*Lophius gastrophysus*) off the Brazilian coast were estimated to kill 802 petrels and albatrosses in 2001 (Perez and Wahrlich, 2005).

Trawl, gillnet and longline are the main fisheries reported to capture sea turtles (National Research Council, 1990; Oravetz, 1999). Trawling for fish and shrimp is estimated to kill 150,000 turtles annually around the world, mostly Loggerhead (*Caretta caretta*), Leatherback (*Dermochelys coriacea*) and Green (*Chelonia mydas*) turtles (Oravetz, 1999), while pelagic longlines captured in 2000 an estimated 200,000 Loggerheads and 50,000 Leatherbacks (Lewison et al., 2004). Despite several uncertain-

* Corresponding author at: University of Glasgow, Institute of Biomedical and Life Sciences, Graham Kerr Building, Glasgow G12 8QQ, UK.
Tel.: +44 141 3303560; fax: +44 141 3303560.
E-mail address: L.bugoni.1@research.gla.ac.uk (L. Bugoni).

0165-7836/$ – see front matter © 2007 Elsevier B.V. All rights reserved.
doi:10.1016/j.fishres.2007.10.013

ties regarding these estimates, they give an approximation of the global impacts on sea turtles.

In the Southwestern (SW) Atlantic Ocean, which encompasses waters off Brazil, Uruguay, Argentina, and adjacent international waters, detailed studies on seabird bycatch have focused on pelagic and demersal longlines (Neves and Olmos, 1997; Seco-Pon et al., 2007), while few studies considered other fisheries (e.g. Perez and Wahrlich, 2005). Neves and Olmos (1997) reported 0.12 birds/1000 hooks in the pelagic longline fishery mostly Black-browed albatross (*Thalassarche melanophris*), Yellow-nosed albatross (*Thalassarche chlororhynchos*) and White-chinned petrel (*Procellaria aequinoctialis*). Although seabird mortality is historically related to the longline fishery (pelagic and bottom) carried out by the domestic and leased fleet, other fisheries – such as pole-and-line with baitboats, gillnetting, trawling and drift netting have potentially relevant incidental capture rates and must be evaluated (Neves et al., 2006). Regarding sea turtles, a range of fisheries are also important mortality factors (Bugoni et al., 2001) and at least 13 fisheries were identified to capture sea turtles in the SW Atlantic Ocean (Domingo et al., 2006), but detailed information exists only for a few fisheries, particularly pelagic longline, in which bycatch varies from 0.68 to 2.85 turtles/1000 hooks (Domingo et al., 2006).

The SW Atlantic waters have an important role in the life cycle of five sea turtle species nesting in Brazil, as well as migrating sea turtles from other areas, such as Leatherback turtles from Gabon, the second largest nesting ground in the world, and Green turtles from Ascension Island, both migrating to the area after nesting (Domingo et al., 2006). Similarly, Brazil holds important populations of albatrosses and petrels which breed in Antarctic and sub-Antarctic Islands, Patagonia, Tristan da Cunha and Gough Islands, New Zealand, British Isles, Azores, Madeira and Cape Verde Islands (Neves et al., 2006). Some species are found in the area during non-breeding periods, while others perform long foraging trips during breeding to fish in Brazil and feed chicks in remote islands.

While most studies in Brazil and elsewhere have focused on large-scale fisheries, small-scale or artisanal fisheries could also have impacts on seabirds and sea turtles, but have been neglected by scientists and regulatory agencies. For instance, there is a large high seas pelagic fleet in Itaipava port, a small village on the Espírito Santo coast, southeastern Brazil which originated in 1988, after the collapse of coastal resources targeted using artisanal methods and small vessels. Currently, the fleet is composed of 497 vessels up to 14 m long, targeting tunas, Dolphinfish (*Coryphaena hippurus*), and Swordfish, as well as bottom rocky and reef fishes, and using a range of artisanal hook-and-line gears and techniques (Martins et al., 2005). Fishing methods used by the Itaipava fleet have not been described and there is no regulation or management by the government. The size of the fleet and methods used, associated with fishermen's reports of seabirds and sea turtles frequently being captured make it a major conservation concern.

The present paper aims to describe several poorly known fisheries using hook-and-line methods in Brazil, to determine levels of incidental capture of seabirds and sea turtles, and to identify potential impacts on endangered species and conservation needs.

2. Methods

2.1. Study area

The study area stretches from 18°S to 35°S, corresponding to the fishing grounds of the Itaipava fleet or vessels from other southern ports using Itaipava-like methods. The area also encompasses the fishing grounds for the pole-and-line fleet using live bait and targeting Skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*), which departs from Rio Grande, Itajaí and Rio de Janeiro ports.

The Malvinas–Falklands current carries cool sub-Antarctic waters northward and meets the warm waters of the Brazil current flowing southward, forming the subtropical convergence between about 25°S and 45°S, a high productivity area that holds important fish stocks and considerable numbers of top predators (Odebrecht and Castello, 2001). In southern Brazil the continental shelf is wide (Fig. 1), with unconsolidated substrates, suitable for demersal fisheries such as trawling and bottom gill netting. Southern Brazil holds the bulk of Brazilian fishing effort as in northern areas the continental shelf is narrow, with coral reefs and shallow banks, where warm and oligotrophic waters of the Brazil current predominate (Fig. 1; Olavo et al., 2005).

2.2. Sampling methods and effort

Observers collected detailed descriptions of different fisheries, and data on incidental capture of seabirds and sea turtles, during 16 cruises. Additional data were obtained through interview with captains, crew and from the literature, in order to characterize variations and vulnerability of birds and turtles.

From 2001 to 2006, 15 cruises departed from ports of Itaipava, Cabo Frio, Santos, Itajaí and Rio Grande, covering the range of different commercial fisheries using hook-and-line.

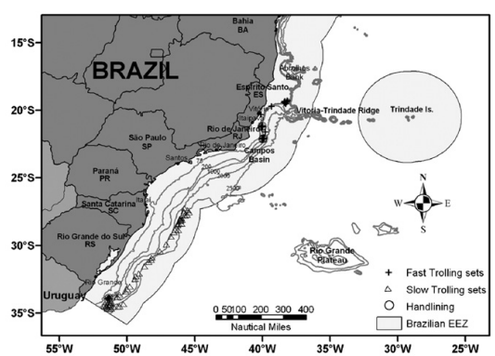


Fig. 1. Slow and fast trolling fishery sets sampled from 2002 to 2006 in SW Atlantic Ocean with Brazilian states, main fishing ports and exclusive economic zone (EEZ) indicated. Handlining fishing grounds for tuna operated near oilrigs in northern areas and moored buoys in southern areas are also indicated.

Table 1
Summary of sampling effort for each fishery using hook-and-line in Brazil, seabirds and sea turtles caught and capture rates

Fishery	Effort	No. of birds (capture rates ± standard deviation)	No. of turtles (capture rates ± standard deviation)	Bird species	Turtle species
Fast trolling	48 days	0	0	–	–
Slow trolling for Bigeye	39 days	16 (0.41 ± 0.68 birds/day, range: 0–2)	0	7 BBA, 4 GS, 3 SP, 1 AYNA, 1 WCP	–
Handlining	41 days	25 (0.61 ± 1.45 birds/day, range: 0–7)	0	11 SP, 8 GS, 6 AYNA	–
Surface longline for Dolphinfish	40 days & 40,717 hooks	6 (0.15 ± 0.58 birds/day, range:0–3 & 0.15 birds/1000 hooks)	44 (1.10 ± 1.72 turtles/day, range:0–8 & 1.08 turtles/1000 hooks)	2 AYNA, 2 *Thalassarche* sp., 1 MS, 1 WCP	21 LH, 14 LB, 8 GT, 1 OR
Pelagic longline for Swordfish	31 days & 11,974 hooks	0	1 (0.032 ± 0.18 turtles/day, range: 0–1 & 0.08 turtles/1000 hooks)	–	1 LB
Bottom dropline	20 days	0	0	–	–
Pole-and-line with live bait	41 days	0*	0	–	–

– Not applicable.
AYNA – Atlantic Yellow-nosed albatross *Thalassarche chlororhynchos*, BBA – Black-browed albatross *T. melanophris*, GS – Great shearwater *Puffinus gravis*, SP – Spectacled petrel *Procellaria. conspicillata*, WCP – White-chinned petrel *P. aequinoctialis*, MS – Manx shearwater *Puffinus puffinus*, GT – Green turtle *Chelonia mydas*, LH – Loggerhead turtle *Caretta caretta*, LB – Leatherback turtle *Dermochelys coriacea*, OR – Olive Ridley turtle *Lepidochelys olivacea*. *Interactions with seabirds described in the text (floating dead birds, and 17% of live sampled Great shearwater with injuries).

One cruise was assessed by logbook provided by the fishing master and validated through five other cruises with the same vessel and crew. Validating was performed by checking for the species reported in the logbook and by contacting the fishing master in the subsequent trips, which made it possible to confirm the accuracy of data provided. A total of 178 fishing days were sampled covering the range of fisheries described here, with sampling effort per fishery varying from 20 to 48 fishing days (Table 1). For the pole-and-line fishery using live bait and targeting Skipjack tuna, data on potential interactions with seabirds were assessed by observation of activities close to the vessel carrying the observer, as several vessels would fish around a moored buoy. In several cruises different fishing methods were used simultaneously or in different periods.

Fishing effort by surface longline for Dolphinfish and pelagic longline for Swordfish was expressed as number of hooks, and capture rate calculated as birds/1000 hooks or turtles/1000 hooks. Fishing effort for all fisheries was also presented as 'fishing day per vessel', and bycatch rate reported as birds/fishing day or turtles/fishing day allowing comparison of impacts among fisheries.

3. Results

3.1. Fishery description

Fisheries were defined according to parameters such as gear, target species, fishing operation, season, areas, as well as their potential threat to seabirds and sea turtles. According to these criteria, seven hook-and-line fisheries were described, as below.

3.1.1. Fast trolling

Trolling fishery, locally known as '*corrico*' is a technique in which lines are trailed from the stern of a boat at different speeds. Lines are usually thick (2.5 mm) with variable length (5–90 m) baited with squid, sardines, skin and meat of Skipjack tuna, fresh pork skin or artificial lures such as strips of white rubber. Hooks are around 11 cm in total length, 'J' type, with flattened eye and barbed, similar to the Mustad® No. 2 'general purpose sea hook'. Length of the line and vessel speed are adjusted according to target fish: lines 5–12 m long and 3 knots for Bigeye tuna, a fishery described below, and 70–90 m long and 7 knots for large Yellowfin tuna *Thunnus albacares*, Albacore *T. alalunga*, and Dolphinfish. The hook is trailed on or close to the sea surface and a fisherman holds the line by hand. The fleet operating at Espírito Santo and Rio de Janeiro coasts, which includes the important Campos Basin fishing ground (Fig. 1), departs from Itaipava and Vitória ports. Target species are the Dolphinfish and tunas.

Fishing operations frequently occur close to oilrigs, moored or floating buoys or other objects. When close to fish aggregating devices (FADs), trolling is frequently used in alternation with handlining: the boat trolls from a given location to the fishing point close to the FAD, when the boat is kept drifting and handlines deployed; after drifting a distance of a few hundred meters, troll lines are deployed and the boat moves again to the fishing point.

3.1.2. Slow trolling

Slow trolling is a derivation of the above fishery, basically differing in speed of the vessel, in using the vessel as a FAD, and targeting mainly Bigeye tuna (Schroeder and Castello, 2007). Its impact on seabirds is consistently different (Table 1) and management also requires a different approach. Simultaneous with slow trolling, pole-and-line gear is used as a secondary fishing method, and artificial bait (white plastic tube) is attached to the large hook.

3.1.3. Handlining

For the handlining fishery, each fisherman deploys a thin line against the current (1.2–1.4 mm) and the hook is around 6 cm

in total length, 'J' type, similar to the Mustad® No. 7 'general purpose sea hook'; or the 'Japanese type' hook, which is around 6 cm in total length, rounded, with a ring at the eye and point not curved. Hooks are baited with squid, sardines, and Skipjack or small tunas' meat. A few sardines or guts of tuna are released at the same time in order to attract the targeted Yellowfin and Albacore tunas associated with FADs. The boat sails against the current and the engine is turned off close to the FAD, lines and hooks released and the fishing takes place while the boat drifts a few hundred meters away from the FAD. Frequently, the boat returns to the point close to the FAD trolling for tuna, as described above. Live baits kept onboard (e.g. Rough scads *Trachurus lathami*, Mackerel *Scomber* spp., Brazilian sardines *Sardinella brasiliensis*, squids or small tunas and Skipjack up to 20 cm in length) are also used. While the boat is drifting, frequently the hook remains close to the surface several meters away from the vessels, due to a small swivel, which makes the chumming and hooks available for seabirds to scavenge. Fishermen try to avoid birds taking the hook, pulling the line when birds are nearby. Fishing grounds are along the Brazilian continental shelf and shelf break, but oilrigs in the north and moored buoys in the south are preferred areas (Fig. 1).

3.1.4. Surface longline for Dolphinfish

The gear consists of a multifilament 5 mm mainline up to 5.2 nautical miles long, two secondary lines between small styrofoam buoys, and hooks around 5 cm in total length, 'J' type, similar to the Mustad® No. 8 'general purpose sea hook', baited with frozen Brazilian sardines, Skipjack meat or live bait (mackerel, or sardines). Secondary lines are 2 m long and hooks remain at 2–2.5 m from the surface (R. Dallagnolo, UNIVALI, *umpubl. data*). Itaipava fishermen developed this technique and it has spread to southern ports, with significant landings in Itajaí port (UNIVALI, 2004). It is a strongly seasonal fishery, in November and December in southern Brazil in waters 200 m depth, and from October to February off Rio de Janeiro and Espírito Santo coasts (Martins and Doxsey, 2006). Once or twice a day 600–1200 hooks are deployed for around 4 h, and the boat sails along the mainline, hauling caught fish and rebaiting hooks. This fishery is sometimes carried out during daytime, while the longline for Swordfish is carried at night. In the present study we sampled surface longline sets in both southern and northern fishing grounds (Fig. 2).

3.1.5. Pelagic longline for Swordfish

Detailed descriptions of the technique and gear used in the pelagic longline fishery for Swordfish are available from around the world (e.g. Brothers et al., 1999) and also in the SW Atlantic (Neves et al., 2006). However, the fleet based in Itaipava deploys a shorter mainline (12–18 nm) and lower number of hooks (800–1000) due to the small size of vessels. Their potential impacts on seabirds and sea turtles are thought to be high, as with traditional longlines.

3.1.6. Bottom dropline

The bottom dropline, locally named 'pargueira', is an artisanal gear with some variations, used to target large fish over

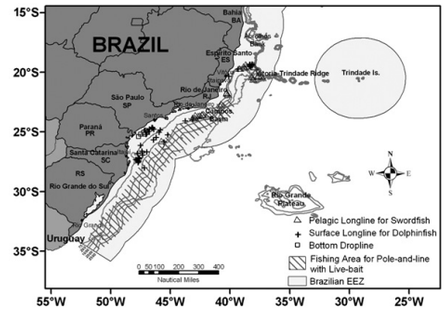


Fig. 2. Sets of surface longline for Dolphinfish, *Coryphaena hippurus*, pelagic longline for Swordfish, *Xiphias gladius*, and bottom dropline sampled by onboard observers in Brazil from 2004 to 2006. Shaded area corresponds to the fishing grounds for the pole-and-line fishery using live bait and targeting Skipjack tuna.

rocks, sea mountains, coral reefs, or steep banks, up to 300 m deep. After a shoal is found by echo sounder, fishermen deploy the gear attaching the extremity to the vessel or holding it by hand. Dropline consists of a line 60–400 m long, with a swivel close to a stone or other weight (5 kg) used to keep the gear on the bottom. From the stone runs another main line 30–400 m long to which are attached 5–100 short secondary lines (0.4 m long) with hooks 5 cm of total length, 'J' type, flattened, similar to the Mustad® No. 8 or No. 9 'general purpose sea hook'. A distance of 30 cm separates secondary lines and at the end of the line another stone (10 kg) is attached. Basically, there are three variations of the fishery, from 10 to 100 hooks: a 'hand dropline' operated by several fishermen from the side of the vessel, the 'small boat dropline' or '*mar novo*' in which a mother vessel releases 8–22 small glass fibre boats, operated by one or two fishermen around the mother vessel (Costa et al., 2005; Martins et al., 2005); and the 'big dropline', which is attached to a buoy and flag while the mother vessel release 5–10 droplines. The Itaipava fleet operates from southern Bahia to Santa Catarina (Fig. 2), in depths from 40 to 300 m, and the main target species are Snappers (*Ocyurus chrysurus*, *Lutjanus* spp., *Rhomboplites aurorubens*), Wreckfish (*Polyprion americanus*), Tilefish (*Lopholatilus vilarii*), Sandperch (*Pseudopercis munida*), Hakes (*Urophycis* spp.), and Groupers (*Epinephelus niveatus* and *E. marginatus*).

3.1.7. Pole-and-line with live bait

Under pole-and-line fishery we refer to industrial baitboat vessels targeting Skipjack tuna attracted to the vessel using live bait and a 'shower-like' method, frequently close to moored buoys and used worldwide to catch tuna. It started in Brazil in 1979 and now operated mainly from Itajaí and Rio Grande ports, all year round, in an area that extends from 20°S to 35°S (Castello and Habiaga, 1989; Meneses de Lima et al., 2000; Andrade et al., 2005, Fig. 2). Thirty-three vessels operate from the port of Itajaí (UNIVALI, 2004), six vessels from Rio Grande, and a small number from Rio de Janeiro.

3.2. Seabird bycatch

A total of 47 albatrosses and petrels were captured in this study, 16 by slow trolling, 25 by handlining and 6 by surface longline for Dolphinfish (Table 1). Other fisheries did not capture seabirds, but pole-and-line also caused seabird injuries and mortality, as reported below.

The trolling fishery had a mean capture rate of 0.069 birds/day, but due to differences in methods the fast trolling for Yellowfin tuna captured no seabirds, while the slow trolling for Bigeye tuna captured all 16 albatross and petrels (0.410 ± 0.68 birds/day, Table 1). However, due to the large size of hooks, most birds were entangled in the line or hooked in the bill with only one Great shearwater (*Puffinus gravis*) severely injured by external hooking.

Overall, handlining accounted for 25 seabirds captured (0.610 ± 1.45 birds/day) with a mortality rate of 0.143 birds/day. In spite of a capture rate comparable to the slow trolling for Bigeye tuna, the use of small hooks, which remain away from the vessel, caused six fatalities, i.e. birds were killed because they swallowed the hook.

In the surface longline fishery for Dolphinfish, four seabirds were caught and released alive and there were two fatalities, an overall rate of 0.147 birds/1000 hooks (or 0.15 birds/day). Due to small secondary lines and floating gear, baits remain available for seabirds during the whole fishing time, but this avoids drowning of hooked seabirds. For the pelagic longline for Swordfish, no seabird was caught, but number of hooks sampled was only 12,000 hooks.

In the bottom dropline sample, no incidental capture of seabird or sea turtle was recorded. The potential of this fishery for interaction with seabirds is low, but could cause a small bycatch of sea turtles, as reported by fishermen, or entanglement in the mainlines as reported in Uruguay (Laporta et al., 2006).

The fleet using live bait to target Skipjack tuna attracts large numbers of seabirds, mostly Cory's shearwaters (*Calonectris diomedea*), Cape Verde shearwaters (*Calonectris edwardsii*) and Great shearwaters. Fishermen try to scare birds by hitting them with a metal piece attached to a pole-and-line. From a sample of 30 Great shearwaters trapped at sea for another project, five birds (17%) had severe injuries (broken legs and scars on the back, neck and head). Injuries reported here were underestimated because they do not include lethal ones. In addition, at least four dead shearwaters (Great shearwater and unidentified *Calonectris*) were observed floating on the sea surface in a single day in February 2006, probably killed in this way, as they were near three pole-and-line and ten handlining/trolling vessels fishing close to a moored buoy.

3.3. Sea turtle bycatch

Sampled fisheries captured 45 sea turtles: 44 by surface longline for Dolphinfish and one by pelagic longline for Swordfish. Other fisheries described here did not capture turtles. Fishermen reported occasional capture of turtles by bottom dropline, but these fisheries probably cause minor impacts on turtles.

Forty-four sea turtles of four species were captured by the surface longline for Dolphinfish, a rate of 1.08 turtles/1000 hooks (1.10 ± 1.72 turtles/day). Capture rate was high for Loggerheads (0.516 turtles/1000 hooks) and Leatherbacks (0.343 turtles/1000 hooks) and lower for Green (*Chelonia mydas*) and Olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*). Regarding Loggerheads, eleven were caught entangled in the main and secondary lines or hooked externally, while seven swallowed the hook. Only one Loggerhead was captured dead. Curved carapace length (CCL) of Loggerheads varied from 64 to 80 cm (mean 71.8 cm, $n = 13$). All Leatherbacks ($n = 14$) were entangled or externally hooked, and were large immatures or adults not hauled onboard, which precluded measurements. Green turtles were juveniles with CCL varying from 36 to 52 cm ($n = 5$), also entangled or externally hooked. The only Olive Ridley caught swallowed the hook but was released alive (CCL = 59 cm).

For the pelagic longline fishery for Swordfish, one adult Leatherback turtle (CCL = 131 cm) was entangled and released alive. This gear was deployed in four trips, 30 sets and a total of 11,974 hooks. In two "Swordfish trips" the surface longline for Dolphinfish was also deployed, and captured sea turtles.

4. Discussion

4.1. Fisheries and bycatch of seabirds and sea turtles

The Itaipava fleet operated several different hook-and-line methods depending on fishing grounds, target and season in a large area over the continental shelf and offshore waters, from 18°S to 35°S. Fishing grounds overlap with foraging areas of wintering and breeding albatrosses and petrels, as well as with sea turtles. This fleet is composed of 497 vessels, five times bigger than the whole national and leased pelagic longline fleet targeting tuna and Swordfish (89 vessels in 2005, Travassos and Hazin, Brazilian unpublished report to ICCAT) that was previously recognized as the main threat for seabirds and sea turtles in Brazil. The Itaipava fleet has little to no control from governmental authorities regarding vessel licence, fishing operating licences, landing statistics, and management. Their activities had only recently being considered by scientists (e.g. Martins et al., 2005; Martins and Doxsey, 2006) and a high potential of interaction with seabirds and sea turtles was confirmed in the present study.

The trolling method is used all around the world in fisheries targeting tuna, salmon (*Salmo* spp.), barracuda (*Sphyraena barracuda*) and others (Majkowski, 2003), with incidental capture of seabirds reported. In the Mediterranean, Cooper et al. (2003) reported that small Maltese vessels undertaking trolling for tuna, Bream (*Dentex dentex*) and other predatory fish killed 35 birds, of which 71% were Cory's shearwaters. Unpublished information in several countries reported captures of shearwaters (*Puffinus carneipes* and *P. pacificus*), Yellow-nosed albatrosses, Australian pelicans (*Pelecanus conspicillatus*) and boobies (*Sula* sp.) either by taking hooks or by colliding with gear and becoming entangled. The technique and gear used in Brazil have some differences in comparison with trolling else-

where, with minor implications for the incidental capture of seabirds when targeting Yellowfin tuna, but with major concern when targeting Bigeye tuna (catch rate of 0.41 birds/day). Information presented here and from other regions suggests that seabird capture in this trolling occurs commonly and needs to be better studied, particularly when the vessels troll lines slowly.

Handlines are used to catch different species of tunas all around the Pacific Ocean, Indian Ocean, Red Sea, Mediterranean and Atlantic Ocean, frequently around FADs. Handlines are also reported to be a selective fishing method (Majkowski, 2003), but we found high levels of incidental capture and mortality in Brazil. The catch rate reported here of 0.61 birds/day is high, particularly if taking into account that 497 vessels compose the Itaipava fleet and that endangered species are being killed, such as the Spectacled petrel (*Procellaria conspicillata*) and the Atlantic Yellow-nosed albatross (Cuthbert et al., 2003; Ryan et al., 2006). Mortality in this fishery is also high because they use small hooks which can easily be swallowed by birds.

Surface longline for Dolphinfish in Brazil had a high bycatch of seabirds (0.147 birds/1000 hooks) above the rate reported in the pelagic longline in Brazil of 0.09 birds/1000 hooks (Neves et al., 2006). However, the traditional pelagic longline captures seabirds during winter months (Neves et al., 2006), while the surface longline for Dolphinfish takes place during summer. In Brazil this gear is deployed considerably shallower than longline for Dolphinfish in Costa Rica, which sets at a depth up to 10 m (Swimmer et al., 2005). A range of characteristics including low depth, deployment during daylight hours, and use of small hooks make it particularly dangerous for seabirds by being available throughout fishing and not only during deployment as in the longline for Swordfish and tuna. Catch rate of sea turtles was also high in the surface longline for Dolphinfish (1.08 turtles/1000 hooks) comparable to rates reported in the longline fishery for Swordfish in the SW Atlantic of 0.68–2.85 turtles/1000 hooks (Domingo et al., 2006). Sizes of Loggerheads and Leatherbacks were similar to specimens captured in traditional pelagic longline for Swordfish in Brazil and Uruguay, with immature Loggerhead and immature and adult Leatherback turtles predominating (Kotas et al., 2004; Domingo et al., 2006). Dolphinfish fishery landings in Itajaí started in 2001 with 2.7 million hooks deployed from 2001 to 2004 (R. Dallagnolo, UNIVALI, unpublished data).

The pelagic longline for Swordfish captured no birds during the present study, nor in another study in the Espírito Santo area (Olavo et al., 2005). However, both studies have low sampling effort and could miss rare stochastic events, as is the incidental capture of seabirds in longlines. Fishermen reported the capture of birds in this fishery and additional data are needed for a definite conclusion. On the other hand, one Leatherback turtle was captured in spite of low number of hooks deployed, consistent with other reports of capture in longline in the area (Olavo et al., 2005 – catch rate 0.297 turtles/1000 hooks; Marcovaldi et al., 2006) and nesting grounds in nearby Espírito Santo beaches (Barata et al., 2004). Espírito Santo is also a major nesting area for Loggerhead turtles in Brazil (Baptistotte et al., 2003) a species captured in high numbers in the SW Atlantic (Domingo et al., 2006; Marcovaldi et al., 2006), which means that both species and the Itaipava fishing fleet overlap and have a high potential of interaction.

4.2. Conservation actions and fisheries management

The fishing methods described here and adopted by Itaipava fleet, in particular the handlining, surface longline for Dolphinfish and the pelagic longline for Swordfish have an important role in the decline of seabirds and sea turtles, previously attributed to other fisheries, such as the pelagic and bottom longlines (Brothers et al., 1999; Domingo et al., 2006). Slow trolling for Bigeye tuna also has high capture rates, but with minor impacts on seabirds because only a handful of vessels use this method. Management actions for the fishery and their impacts on target and bycatch species need to be controlled by regulatory agencies and there is a need for monitoring of the fleet. Currently, the Itaipava fleet is regulated by target fish abundance and inventive capacity of their fishermen to explore new areas and species, with inefficient regulation by government. An effective program of monitoring with onboard observers is important for the assessment of impacts on endangered sea turtles and seabirds and differential vulnerability according to gear variations, fishing methods and environmental variables.

Mitigation measures to avoid the incidental capture of seabirds are available for bottom and pelagic longline and include bird-scaring lines, line setting at night, and dying baits (Brothers et al., 1999). For the pelagic longline for Swordfish described here bird-scaring lines and night setting should be effective. For the slow trolling for Bigeye tuna and the handlining for Yellowfin tuna, scaring lines would probably work, but their effectiveness and impacts on target species catches need to be addressed.

For the surface longline for Dolphinfish, the major concern reported in the present study, alternative measures could be practical such as the deployment of weights, weighted line, or longer secondary lines with large swivels taking hooks below the surface. Longline gear used in Costa Rica, Pacific Ocean, targeting Dolphinfish and tunas is deployed deeper (Swimmer et al., 2005) and could also be effective in Brazil. Blue-dying baits probably will be a poor mitigation measure because the bait used is sardine or Skipjack meat and not squid, and also was not effective in avoiding sea turtle capture (Swimmer et al., 2005). For the mitigation of the capture of sea turtles, no effective measure is obvious, particularly because the bulk of sea turtles, and Leatherback turtles in particular are captured by entanglement. The improvement of handling procedures for sea turtles and seabirds, improving after release survival is required and could be attainable by educational campaigns and distribution of line-cutters and dehookers. Finally, if mitigations in fisheries do not prove effective, drastic actions are encouraged such as banning the fishing methods (e.g. surface longline for Dolphinfish) and establishment of area closures. No measure is expected to be effective in Brazil without continuous monitoring and strong enforcement, as is also the case in other countries such as artisanal fisheries capturing sea turtles in Mexico (Koch

et al., 2006). Conservation of declining seabirds and sea turtles require urgent measures also focusing on poorly known fleets and fishing methods, which have not receive attention around the world, but could be a significant mortality factor in several places.

Acknowledgments

Authors are grateful to APEDI (Associação de Pescadores de Itaipava) which shared information during several years. We would like acknowledging Loretha Nascimento who edited the maps. LB acknowledges Celso Oliveira, captain who generously shared their expertise in fishing methods. Projeto TAMAR-IBAMA is officially sponsored by Petrobras, and Projeto Albatroz by Special Secretariat for Aquaculture and Fisheries of Presidency of Republic (SEAP/PR) and O Boticário Foundation. Cruises were partially supported by PROBIO-MMA-GEF-World Bank. The first author was supported by a PhD CAPES scholarship.

References

Andrade, H.A., Tozetto, A.L., Santos, J.A.T., 2005. The effect of environmental factors and of the fishermen strategy on the Skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis*) CPUE in the Southwest Atlantic. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT 58, 350–358.

Baptistotte, C., Thomé, J.C.A., Bjorndal, K.A., 2003. Reproductive biology and conservation status of the Loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. Chelonian Conserv. Biol. 4, 523–529.

Barata, P.C.R., Lima, E.H.S.M., Borges-Martins, M., Scalfoni, J.T., Bellini, C., Siciliano, S., 2004. Records of the Leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian coast, 1969–2001. J. Mar. Biolog. Assoc. UK 84, 1233–1240.

Brothers, N.P., Cooper, J., Løkkeborg, S., 1999. The incidental catch of seabirds by longline fisheries: worldwide review and technical guidelines for mitigation. FAO Fish. Circ. No. 937, 100 pp.

Bugoni, L., Krause, L., Petry, M.V., 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. Mar. Pollut. Bull. 41, 1338–1342.

Castello, J.P., Habiaga, R.P., 1989. The Skipjack fishery in southern Brazil. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT 30, 6–19.

Cooper, J., Baccetti, N., Belda, E.J., Borg, J.J., Oro, D., Papaconstantinou, C., Sánchez, A., 2003. Seabird mortality from longline fishing in the Mediterranean Sea and Macaronesian waters: a review and a way forward. Sci. Mar. 67, 57–64.

Costa, P.A.S., Martins, A.S., Olavo, G., Haimovici, M., Braga, A.C., 2005. Pesca exploratória com arrasto de fundo no talude continental da região central da costa brasileira entre Salvador-BA e o Cabo de São Tomé-RJ. In: Costa, P.A.S.A., Martins, A.S., Olavo, G. (Eds.), Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Museu Nacional, Rio de Janeiro. Série Livros No. 13, pp. 145–165.

Cuthbert, R., Ryan, P.G., Cooper, J., Hilton, G., 2003. Demography and population trends of the Atlantic yellow-nosed albatross. Condor 105, 439–452.

Domingo, A., Bugoni, L., Prosdocimi, L. Miller, P., Laporta, M. Monteiro, D., Estrades, A., Albareda, D., 2006. The impact generated on sea turtles by fisheries in the Southwestern Atlantic. WWF Progama Marino para Latinoamérica y el Caribe, San José, Costa Rica, 71 pp. (available at http://assets.panda.org/downloads/impactoffisheriesonturtles.pdf).

Gales, R., 1997. Albatross populations: status and threats. In: Robertson, G., Gales, R. (Eds.), Albatross Biology and Conservation. Surrey Beatty and Sons, Chipping Norton, pp. 20–45.

Koch, V., Nichols, W.J., Peckham, H., Toba, V., 2006. Estimates of sea turtle mortality from poaching and bycatch in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. Biol. Conserv. 128, 327–334.

Kotas, J.E., Santos, S., Azevedo, V.G., Gallo, B.M.G., Barata, P.C.R., 2004. Incidental capture of Loggerhead (*Caretta caretta*) and Leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fish. Bull. 102, 393–399.

Laporta, M., Miller, P., Horta, H., Riestra, G., 2006. First report of Leatherback turtle entanglement in trap lines in the Uruguayan continental shelf. Mar. Turtl. Newsl. 112, 9–11.

Lewison, R.L., Freeman, S.A., Crowder, L.B., 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on Loggerhead and Leatherback sea turtles. Ecol. Lett. 7, 221–231.

Majkowski, J., 2003. Tuna trolling lines. Tuna fishing techniques. Fishing Techniques Fact Sheets FAO – FIGIS (available at http://www.fao.org/fi/website/FIRetrieveAction.do?dom=fishtech&fid=1015).

Marcovaldi, M.A., Sales, G., Thomé, J.C.A., Silva, A.C.C.D., Gallo, B.M., Lima, E.H.S.M., Lima, E.P., Bellini, C., 2006. Sea turtles and fishery interactions in Brazil: identifying and mitigating potential conflicts. Mar. Turtl. Newsl. 112, 4–8.

Martins, A.S., Doxsey, J.R., 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Espírito Santo. In: Isaac, V.J., Martins, A.S., Haimovici, M., Andriguetto, J.M. (Eds.), A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Ed. Universitária UFPA, Belém, pp. 93–116.

Martins, A.S. Olavo, G., Costa, P.A.S., 2005. A pesca de linha de alto mar realizada por frotas sediadas no Espírito Santo, Brasil. In: P. A. S., Martins, A.S., Olavo, G. (Eds.), Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Costa, Museu Nacional, Rio de Janeiro, Série Livros No. 13, pp. 35–55.

Meneses de Lima, J.H., Lin, C.F., Menezes, A.A.S., 2000. A description of the baitboat fishery off the south and southeast Brazil. Col. Vol. Sci. Pap., ICCAT 51, 416–463.

National Research Council, 1990. Decline of Sea Turtles: Causes and Prevention. National Academy Press, Washington, DC.

Neves, T., Olmos, F., 1997. Albatross mortality in fisheries off the coast of Brazil. In: Robertson, G., Gales, R. (Eds.), Albatross Biology and Conservation. Surrey & Beatty Sons, Chipping Norton, pp. 214–219.

Neves, T., Olmos, F., Peppes, F., Mohr, L.V., 2006. National Plan of Action for the Conservation of Albatrosses and Petrels. Ibama, Brasília.

Odebrecht, C., Castello, J.P., 2001. The convergence ecosystem in the southwest Atlantic. In: Seeliger, U., Kjerfve, B. (Eds.), Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies, vol. 144. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 147–165.

Olavo, G., Costa, P.A.S., Martins, A.S., 2005. Prospecção de grandes peixes pelágicos na região central da ZEE brasileira entre o Rio Real-BA e o Cabo de São Tomé-RJ. In: Costa, P.A.S., Martins, A.S., Olavo, G. (Eds.), Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira. Museu Nacional, Rio de Janeiro, Série Livros No. 13, pp. 167–202.

Oravetz, C.A., 1999. Reducing incidental catch in fisheries. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 189–193.

Perez, J.A.A., Wahrlich, R., 2005. A bycatch assessment of the gillnet Monkfish *Lophius gastrophysus* fishery off southern Brazil. Fish. Res. 72, 81–95.

Ryan, P.G., Dorse, C., Hilton, G.M., 2006. The conservation status of the Spectacled petrel *Procellaria conspicillata*. Biol. Conserv. 131, 575–583.

Schroeder, F.A., Castello, J.P., 2007. "Cardume associado": nova modalidade de pesca de atuns no sul do Brasil – descrição e comparação. PANAMJAS 2, 66–74.

Seco-Pon, J.P., Gandini, P.A., Favero, M., 2007. Effect of longline configuration on seabird mortality in the Argentine semi-pelagic Kingclip *Genypterus blacodes* fishery. Fish. Res. 85, 101–105.

Sullivan, B.J., Reid, T.A., Bugoni, L., 2006. Seabird mortality on factory trawlers in the Falkland Islands and beyond. Biol. Conserv. 131, 495–504.

Swimmer, Y., Arauz, R., Higgins, B., McNaughton, L., McCracken, M., Ballestero, J., Brill, R., 2005. Food color and marine turtle feeding behavior: can blue bait reduce turtle bycatch in commercial fisheries? Mar. Ecol. Prog. Ser. 295, 273–278.

UNIVALI, 2004. Boletim estatístico da pesca industrial de Santa Catarina – ano 2003: ações prioritárias ao desenvolvimento da pesca no Sudeste e Sul do Brasil. UNIVALI/CTTMar, Itajaí, 80 pp.

Marine Turtle Newsletter 119:14-15, © 2008

Marine Turtle Newsletter

Green Turtle Tag Recovery Further Links Northern Brazil to the Caribbean Region

Eduardo H.S.M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1], Magnus M. Severo[2] & Paulo C.R. Barata[3]

[1]*Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto TAMAR 151, Almofala - CE, 62592-000 Brazil (E-mail: tamarce@tamar.org.br);*

[2]*ICMBio-Piauí, Praça Santo Antônio 843, Parnaíba - PI, 64200-030 Brazil (E-mail: magnusms.ibama@yahoo.com.br);*

[3]*Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, Rio de Janeiro - RJ, 21041-210 Brazil (E-mail: paulo.barata@ensp.fiocruz.br)*

On 28 December 2006, a sea turtle bearing the flipper tag PPM-433/NMFS LAB was found stranded dead by a fisherman (Mr. Antonio R. da Costa) on Bitupitá Beach (2.90°S, 41.27°W), state of Ceará, northern Brazil, on the border with the state of Piauí. Species and carapace size were not recorded at the time. The flipper tag originally had been applied to a green sea turtle (*Chelonia mydas*) captured on 29 October 1997 in the feeding grounds of Puerto Manglar, Culebra, Puerto Rico. At that time, the turtle had a straight carapace length (SCL) of 41.7 cm. The turtle was recaptured at that same location on 10 June 1998 measuring 46.6 cm SCL. After the second capture in Puerto Rico, the turtle was neither captured nor seen again before the stranding in northern Brazil (C. E. Diez, personal communication, 2007).

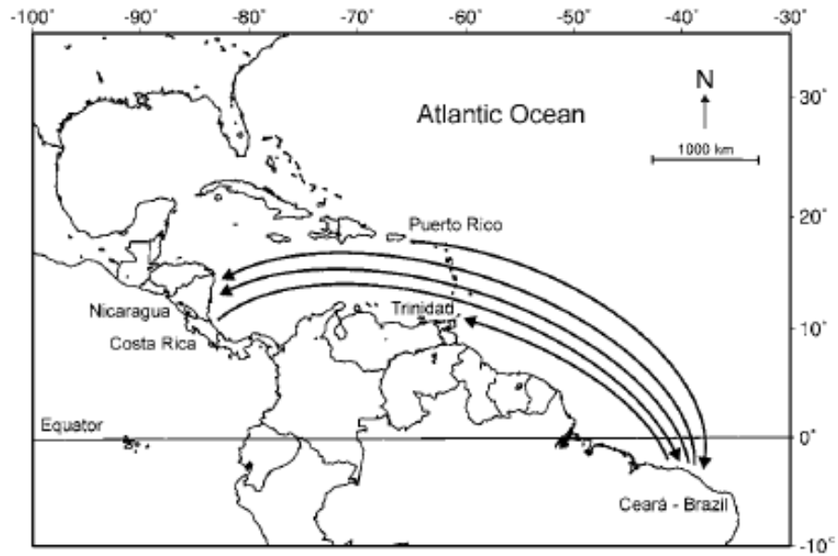


Figure 1. Records of green turtle movements between Ceará, northern Brazil, and the Caribbean region obtained since 1997 through flipper tagging. Arrows only connect capture and recapture locations and do not imply actual travel routes. Map generated by

This is the fifth tag return since 1997 from green turtles moving between Ceará, Brazil, a green turtle feeding ground, and the Caribbean region, as recorded by Projeto TAMAR-ICMBio, the Brazilian Sea Turtle Conservation Program (Figure 1). Among the five records, four documented movements between feeding grounds, and one documented movement between a rookery in the Caribbean and Ceará. Besides the Puerto Rico record reported here, three green turtles captured at sea and tagged at Almofala, Ceará (2.93°S, 39.82°W), where TAMAR maintains a station (Lima 2001), were later found dead in Trinidad (a juvenile with curved carapace length (CCL) of 48 cm when tagged in Brazil) and Nicaragua (two turtles, one with CCL of 88 cm and the other with CCL of 98 cm when tagged in Brazil) (Lima *et al*. 1999; Lima *et al*. 2003; Lum *et al*. 1998). In addition, a green turtle tagged on the nesting beach of Tortuguero, Costa Rica was found dead in Fortaleza, the capital of Ceará (3.72°S, 38.53°W); this turtle had CCL of 106 cm when tagged in Costa Rica (Lima & Troëng 2001).

Small juvenile to adult green turtles, with CCL ranging from 20 to 132 cm (N = 655, data for 1993-2005, Projeto TAMAR-ICMBio, unpublished data, 2007), have been found at sea or stranded on beaches at Almofala, Ceará. The five flipper tag returns, indicating green turtle movements both ways between the coast of Ceará and the Caribbean region, are consistent with previous findings. Tagging data obtained in the 1960s and 1970s revealed that green turtles nesting at French Guiana, Suriname, and Ascension Island (United Kingdom) migrated to the coast of Ceará (Carr 1973, 1975; Pritchard 1973, 1976). Genetic analyses based on mitochondrial DNA indicated that approximately half of the juvenile green turtles found at Almofala originate

from Ascension Island, and roughly forty percent originate from the Matapica (Suriname), Aves Island (Venezuela) and Tortuguero (Costa Rica) rookeries. Other nesting areas in the Atlantic, such as Trindade Island (Brazil), may also contribute in a lesser way to the juvenile green turtle population at Almofala (Naro-Maciel *et al*. 2007). Overall, these results point to the need for concerted conservation actions between Brazil and the Caribbean, as well as Ascension Island.

Acknowledgements: We would like to thank C. E. Diez for kindly sharing his tagging data, and Luciano Soares and Centro Mamíferos Aquáticos (CMA-ICMBio), Unidade Executora Regional do Piauí, for making this work possible. Our thanks also to Eugenia Naro-Maciel, for critical reading of the manuscript and valuable suggestions which helped us to improve this note. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio (the Brazilian Institute for Biodiversity Conservation—Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), is co-managed by Fundação Pró-Tamar and is officially sponsored by Petrobras.

CARR, A. 1973. So Excellent a Fishe: A Natural History of Sea Turtles. Anchor Press, Garden City, New York, USA. 266 pp.

CARR, A. 1975. The Ascension Island green turtle colony. Copeia 1975: 547-555.

LIMA, E.H.S.M. 2001. Helping the people help the turtles: the work of Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Brazil. Marine Turtle Newsletter 91:7-9.

LIMA, E.H.S.M., C.J. LAGUEUX, D. CASTRO, W. & M.A. MARCOVALDI. 1999. From one feeding ground to another: green turtle migration between Brazil and Nicaragua. Marine Turtle Newsletter 85:10.

LIMA, E.H.S.M. & S. TROENG. 2001. Link between green turtles foraging in Brazil and nesting in Costa Rica? Marine Turtle Newsletter 94:9.

LIMA, E.H.S.M., C.J. LAGUEUX, P.C.R. BARATA & M.A. MARCOVALDI. 2003. Second record of a green turtle (*Chelonia mydas*) tagged in Brazil and captured in Nicaragua. Marine Turtle Newsletter 101:27.

LUM, L.L., E.M. LIMA & A. SANTOS. 1998. Green turtle tagged in Brazil recovered in Trinidad. Marine Turtle Newsletter 82:9.

NARO-MACIEL, E., J. H. BECKER, E.H.S.M. LIMA, M.A. MARCOVALDI & R. DESALLE. 2007. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil.

Journal of Heredity 98: 29–39.

PRITCHARD, P.C.H. 1973. International migrations of South American sea turtles and Dermochelyidae). Animal Behaviour 21: 18-27.

PRITCHARD, P.C.H. 1976. Post-nesting movements of marine turtles (Cheloniidae Dermochelyidae) tagged in the Guianas. Copeia 1976: 749-754.

Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 2008, 88(4), 853–864. ©2008 Marine Biological Association of the United Kingdom
doi:10.1017/S0025315408000441 Printed in the United Kingdom

Incidental catch of sea turtles by the Brazilian pelagic longline fishery

GILBERTO SALES[1], BRUNO B. GIFFONI[2] AND PAULO C.R. BARATA[3]

[1]Centro TAMAR-ICMBio, Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, 40223-970 Salvador BA, Brazil, [2]Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Atanásio 273, Itaguá, 11680-000 Ubatuba, SP, Brazil, [3]Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, 21041-210 Rio de Janeiro RJ, Brazil

*This paper presents data on the incidental catch of sea turtles in both the Brazilian exclusive economic zone and adjacent international waters (both areas are located mainly in the south-western Atlantic) by Brazilian commercial pelagic longliners targeting swordfish, tuna and sharks. Data were obtained by on-board observers for 311 trips carried out in 2001–2005, totalling 7385 sets and 11,348,069 hooks. A total of 1386 sea turtles were incidentally captured in the five years (some of them were considered dead at capture): 789 loggerheads (*Caretta caretta*), 341 leatherbacks (*Dermochelys coriacea*), 45 green turtles (*Chelonia mydas*), 81 olive ridleys (*Lepidochelys olivacea*) and 130 of unknown species. Taking into account the distribution of the fishing effort in the study area and the incidental catch of sea turtles, four regions were highlighted for the analyses: Zone 1 is located off the northern Brazilian coast; Zone 2 is located off the central Brazilian coast; Zone 3 is the region off the southern Brazilian coast; and Zone 4, located in the open sea almost totally within international waters, is the region around a chain of undersea mountains known as the Rio Grande Rise (Elevação do Rio Grande). There is no information on the origin (nesting areas) of the captured olive ridleys, but there is some evidence, obtained through genetic and demographic analyses, that loggerheads, leatherbacks and green turtles inhabiting the open ocean around Brazil originate from nesting areas in several countries. Together with the fact that the south-western Atlantic is fished by longliners again from several countries, this places the conservation of sea turtles in that part of the ocean in an international context. Some conservation actions carried out by Brazil concerning the interaction between pelagic longlines and sea turtles in the study area are described.*

Submitted 18 November 2005; accepted 28 September 2007

INTRODUCTION

The incidental catch in coastal and oceanic fisheries is an important threat to sea turtles, causing the injury or death of a considerable number of turtles and bringing losses to fishers due to lower productivity and damage to the gear (National Research Council, 1990; Hall *et al.*, 2000; Lewison *et al.*, 2004). Incidental catches are a matter of special concern at the present time, as six out of the seven extant species of sea turtles—the leatherback (*Dermochelys coriacea*, Vandelli, 1761), the green turtle (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758), the loggerhead (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758), the hawksbill (*Eretmochelys imbricata*, Linnaeus, 1766), the olive ridley (*Lepidochelys olivacea*, Eschscholtz, 1829), and the Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*, Garman, 1880)—are currently classified as either Endangered or Critically Endangered by the World Conservation Union (IUCN, formerly the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources; IUCN, 2007).

Research on the incidental catch of sea turtles by pelagic longlines has been conducted, especially in the North Atlantic (Witzell, 1984, 1999; Ferreira *et al.*, 2001, 2003), in the Pacific (Balazs & Pooley, 1994; Lewison *et al.*, 2004) and in the Mediterranean (Aguilar *et al.*, 1995; Gerosa & Casale, 1999). Relatively few studies have been performed until now in the South Atlantic (Barata *et al.*, 1998; Achaval *et al.*, 2000; Kotas *et al.*, 2004; Pinedo & Polacheck, 2004; Carranza *et al.*, 2006). Lewison *et al.* (2004) and Lewison & Crowder (2007) provided overviews of the impact of pelagic longlines on sea turtles.

Pelagic longlines have been used in Brazil since 1956, when some Japanese longline vessels were chartered by a Brazilian company based in Recife, state of Pernambuco (Hazin *et al.*, 1998). The first longline vessels in Brazil targeted tuna (*Thunnus* spp.) and used multifilament longlines (Hazin *et al.*, 2002). In 1994, part of the fleet based in Santos, state of São Paulo, targeting the swordfish (*Xiphias gladius*, Linnaeus, 1758), started to use monofilament longlines, baited with squid and light sticks (Amorim *et al.*, 2002). The improved results achieved with the new gear enhanced its quick adoption throughout the Brazilian longline fleet, and since 1997 that fleet, targeting swordfish, tuna (mainly *Thunnus albacares*, Bonnaterre, 1788, *T. alalunga*, Bonnaterre, 1788 and *T. obesus*, Lowe, 1839) and sharks (mainly *Sphyrna* spp., *Carcharhinus* spp., *Prionace glauca*, Linnaeus, 1758, and *Isurus oxyrinchus*, Rafinesque, 1810), has largely been operating with monofilament longlines (Chinese chartered vessels which operated until 2006 in the Brazilian exclusive economic zone (EEZ) from the port of Recife, state of Pernambuco, used a different kind of longline, in which

Corresponding author:
G. Sales
Email: gilsales.tamar@terra.com.br

2008

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12

monofilament segments alternated with multifilament segments, and part of the longline fleet based in Itaipava, state of Espírito Santo, fishing in more coastal waters over the continental platform, use multifilament longlines (Coluchi *et al.*, 2005)). Currently, the main ports used by the longline fleet in Brazil are: Belém (state of Pará; code P1 in Figure 1), Natal (Rio Grande do Norte; P2), Cabedelo (Paraíba; P3), Recife (Pernambuco; P4), Itaipava (Espírito Santo; P5), Santos (São Paulo; P6), Itajaí (Santa Catarina; P7) and Rio Grande (Rio Grande do Sul; P8).

Five species of sea turtles are found in Brazil: leatherback, loggerhead, green turtle, olive ridley and hawksbill (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). At the end of 2001, Projeto TAMAR (TAMAR), the national Brazilian sea turtle conservation programme (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999), put into action a national plan for the reduction of incidental catch of sea turtles in Brazilian fisheries (Marcovaldi *et al.*, 2002), which includes the continued assessment of the level of incidental catches of sea turtles by pelagic longlines. The objective of this paper is to present an overview of the situation regarding the incidental catch of sea turtles by the Brazilian commercial pelagic longline fishery in the Brazilian EEZ and adjacent international waters for the five year period between 2001 and 2005. The article focuses on the following questions: (i) what is the distribution of the longline fishing effort in the study area?; (ii) which species of sea turtles interact with pelagic longlines in that region?; (iii) what are the rates of incidental catch of sea turtles by species?; (iv) which size-classes of sea turtles are incidentally captured for each species?; and (v) are there any areas where the interaction between sea turtles and pelagic longlines is more intense or of greater concern in regard to the conservation of sea turtles?

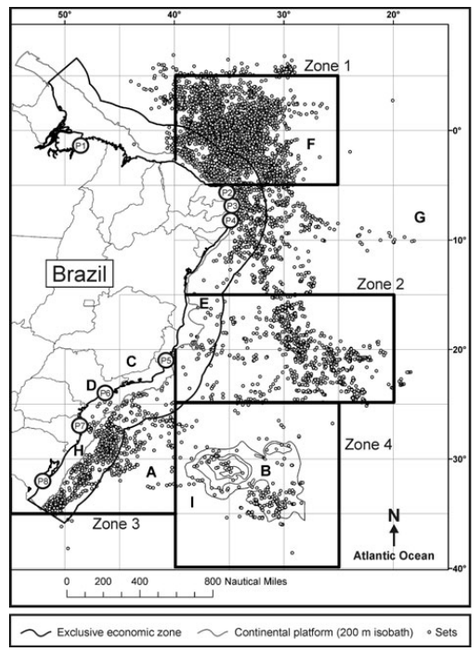


Fig. 1. Map of Brazil and the part of the Atlantic Ocean around it. Each small circle indicates the location of a pelagic longline set in the sample. The main ports used by the Brazilian commercial pelagic longline fleet are indicated by codes P1 to P8 placed inside circles located on the coastline (to relate the codes to the ports' names, see Introduction). The four Zones that have been highlighted for the analyses are delimited by black borders (see Results). Inside Zone 4 isobaths are shown indicating the location of the Rio Grande Rise. Some quadrants of 5° of latitude and 5° of longitude mentioned in the text are tagged by letters A to I (see Materials and Methods)

MATERIALS AND METHODS

The Brazilian commercial longline fleet is composed of both Brazilian-owned and foreign chartered vessels, and incidental catches of sea turtles by the two kinds of fleet have been analysed together in this study. Differences in longline fishing techniques (size of vessels, target species, kind of pelagic longline, number of hooks per set, type of hook and bait, etc.) were not considered in this article, and here all pelagic longline activities by the Brazilian commercial fleet targeting swordfish, tuna and sharks were considered as a whole.

Recently, Brazilian legislation (Decree No. 4810, 19 August 2003) has been approved which requires that observers be placed on-board foreign chartered vessels, but no law requires observers on-board the Brazilian-owned fleet. However, with the cooperation of fishing industry managers, captains and crew, some trips by Brazilian-owned longline vessels have been monitored by on-board observers of TAMAR and partner institutions, generating data for the fishing sector and research studies. Accordingly, in this study we present data on the incidental catch of sea turtles collected by observers on-board both Brazilian-owned and foreign chartered commercial vessels in the period between 2001 and 2005. The study area, which includes both waters in the Brazilian EEZ and international waters, is essentially the part of the Atlantic Ocean between latitudes 10°N and 40°S and between longitudes 15°W and 55°W (Figure 1). Most of that area is located within the south-western Atlantic, but a relatively small part is within the north-western Atlantic.

In this study data are presented: (i) on the total fishing effort performed by the Brazilian longline fleet each year, measured by the total number of hooks used by the fleet; and also (2) on the fishing effort in the trips that make up the sample, that is, the trips which were monitored by observers on-board some longline vessels; that effort is also measured by the total number of hooks used in these trips (Table 1). Unless explicitly stated otherwise, in the analyses to follow the expression 'fishing effort' will always mean the total number of hooks in the sample. Furthermore, all information on the number of captured turtles, capture rates and size of the turtles refers to the sample, not to the whole fleet.

For each trip in the sample, the number of longline sets, as well as the date, geographical position (latitude and longitude) of the vessel at the start of each set and the number of hooks deployed in each set, were recorded. In the statistical analyses, data from 2001–2005 were pooled, that is, they were not analysed separately by year, so the analyses do not address possible annual, seasonal or other temporal variation in the fishing effort and/or incidental catch of sea turtles. Data were

Table 1. Number of vessels and hooks in the Brazilian longline fleet and number of vessels, trips and hooks in the sample by year, 2001–2005. Some information is presented separately for Brazilian-owned and foreign chartered vessels.

Year	Brazilian longline fleet		Sample			
	Vessels (Brazilian-owned/chartered)	Hooks	Vessels (Brazilian-owned/chartered)	Trips (Brazilian-owned/chartered)	Hooks (Brazilian-owned/chartered)	Hooks used in the sample as a percentage of the number of hooks used by the whole fleet
2001	123 (55/68)	17,163,003	4 (4/0)	6 (6/0)	81,361 (81,361/0)	0.47
2002	129 (55/74)	10,073,499	5 (5/0)	8 (8/0)	123,800 (123,800/0)	1.24
2003	119 (55/64)	4,619,819	6 (4/2)	7 (5/2)	177,270 (73,558/103,712)	3.85
2004	89 (55/34)	8,853,851	38 (7/31)	114 (9/105)	4,379,278 (91,379/4,287,899)	49.5
2005	99 (61/38)	12,605,815	36 (4/32)	176 (10/166)	6,586,360 (388,105/6,198,255)	52.3
Total		53,315,987		311	11,348,069	

analysed by quadrants of 5° of latitude and 5° of longitude, although most of the results are presented by Zones, which are large areas of the ocean (groupings of 5° by 5° quadrants) defined by geographical characteristics (see Results). Some quadrants mentioned in the text are (southernmost/westernmost coordinates): A = 35°S 45°W, B = 35°S 35°W, C = 25°S 45°W, D = 25°S 50°W, E = 20°S 40°W, F = 5°S 30°W, G = 10°S 20°W, H = 30°S 50°W and I = 35°S 40°W (Figure 1). The catch-per-unit-of-effort (CPUE, number of turtles caught/1000 hooks) in the sample was calculated separately for each sea turtle species.

Data on the total fishing effort performed by the Brazilian longline fleet each year, measured by the total number of hooks used, were obtained from ICCAT's (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas) TASK II data set (available from ICCAT, Calle Corazón de María 8, 28002 Madrid, Spain; http://www.iccat.es). ICCAT's data originate from Brazil's own data on the total fishing effort. However, considering that: (i) the total fishing effort (the total number of hooks) obtained from the Brazilian longline fleet come from the vessels' own log books; and (ii) according to the authors' experience, many times the number of hooks is not correctly recorded in the log books, or it is not even recorded, we believe that for some or all years the total fishing effort is underestimated. Nevertheless, these are the best data available on the total fishing effort by the Brazilian longline fleet, and we believe they give us at least an order of magnitude estimate of the actual total fishing effort.

Whenever on-board observers were trained by TAMAR to measure turtles and identify the species, the curved carapace length (CCL, nuchal notch to posteriormost tip of carapace; Bolten, 1999), and condition (i.e. if the animal was alive or dead) of the turtles at capture were recorded; animals with no apparent movement were considered dead (although they may have been alive but comatose). Some of the live turtles incidentally caught were tagged on the proximal part of the trailing edge of both of the front flippers with inconel tags (National Band and Tag Company, Newport, KY, USA; style 681; Balazs, 1999); leatherback turtles were tagged on the hind flippers, following standard TAMAR procedure (Thomé *et al.*, 2007). To compare the CCL of captured green, loggerhead and leatherback turtles to carapace length data found in the literature, whenever necessary published straight carapace lengths (SCLs) were converted to CCLs by using the formulae in Teas (1993).

Geographical data were processed by means of the software ArcView 8.2 (Minami, 2000). CPUEs were compared by means of Fisher's exact tests, and CCLs were compared by means of Kruskal–Wallis tests (Zar, 1996). Statistical tests were carried out with the software R 2.4.1 (R Development Core Team, 2006); alpha = 0.05 (probability of a type I error).

RESULTS

Data were obtained for a total of 311 trips (38 trips by Brazilian-owned commercial vessels and 273 trips by foreign chartered commercial vessels) between 2001 and 2005, corresponding to 7385 sets and 11,348,069 hooks (Table 1; Figure 1). The number of hooks in the sample (the fishing effort) increased from 81,361 in 2001 (all of these hooks were set by Brazilian-owned vessels), amounting to 0.47% of the total number of hooks used by the Brazilian longline fleet in that year, to 6,586,360 hooks in 2005 (388,105 hooks set by Brazilian-owned vessels and 6,198,255 hooks by foreign chartered vessels), amounting to 52.3% of the total number of hooks used in that year (Table 1).

Taking into account the distribution of the fishing effort in the study area and the incidental catch of sea turtles, four regions, Zones 1, 2, 3 and 4, were highlighted for the analyses (Figure 1): Zone 1 is located off the northern Brazilian coast; Zone 2 is located off the central Brazilian coast, and includes two chains of undersea mountains, the Vitória–Trindade chain (20–21°S 29–38°W) and the Abrolhos chain (16–18°S 35–38°W); Zone 3 is located off the southern Brazilian coast; and Zone 4, located in the open sea, is the area around a chain of undersea mountains known as the Rio Grande Rise (Elevação do Rio Grande, 31°00′S 34°30′W), located approximately 600 nautical miles off the southern Brazilian coast. Each of the four Zones includes both waters

Table 2. Areas, number of vessels, number of hooks in the sample, fishing effort density in the sample (hooks per square nautical mile), number of captures, catches-per-unit-effort (CPUEs) (turtles/1000 hooks) and condition of the turtles at capture (dead or alive) by Zone and species, 2001–2005. The number of vessels is presented separately for Brazilian-owned and foreign chartered vessels.

Zone	Approximate area, square nautical miles	Number of vessels in the sample (Brazilian-owned/chartered)	Number of hooks in the sample (per cent of total)	Hooks per square nautical mile	Loggerhead		Leatherback		Green		Olive ridley		Species unknown
					Captures (A/D/NR)	CPUE	Captures (A/D/NR)	CPUE	Captures (A/D/NR)	CPUE	Captures (A/D/NR)	CPUE	Captures (A/D/R)
Zone 1	528,000	24 (0/24)	7,400,215 (65.2%)	14.0	9 (6/0/3)	0.0012	84 (48/3/33)	0.0114	28 (16/2/10)	0.0038	71 (28/10/33)	0.0096	86 (33/7/46)
Zone 2	711,000	20 (3/17)	1,257,795 (11.1%)	1.8	17 (3/1/13)	0.0135	44 (16/0/28)	0.0350	4 (1/0/3)	0.0032	3 (1/1/1)	0.0024	6 (1/2/3)
Zone 3	448,000	18 (13/5)	1,099,920 (9.7%)	2.5	458 (421/17/20)	0.4164	168 (155/2/11)	0.1527	9 (9/0/0)	0.0082	2 (2/0/0)	0.0018	10 (10/0/0)
Zone 4	810,000	13 (6/7)	344,350 (3.0%)	0.4	300 (286/11/3)	0.8712	26 (25/1/0)	0.0755	0	0.0000	0	0.0000	6 (6/0/0)
Outside of the four Zones		35 (3/32)	1,245,789 (11.0%)		5 (2/2/1)	0.0040	19 (10/0/9)	0.0153	4 (3/0/1)	0.0032	5 (4/0/1)	0.0040	22 (9/0/13)
Total		110 (25/85)	11,348,069 (100%)		789		341		45		81		130

A, alive; D, dead; NR, condition not recorded.

in the Brazilian EEZ and international waters, but Zone 4 is almost wholly within international waters (Figure 1).

The area where the highest fishing effort was recorded was Zone 1, with 7.4 million hooks (65.2% of the total number of hooks in the sample in the five years); this is also the area with the highest fishing effort density, 14.0 hooks per square nautical mile in the five years. Zones 2 and 3 had approximately the same fishing effort (about 1.1–1.3 million hooks) and fishing effort density (about 1.8–2.5 hooks per square nautical mile). The lowest fishing effort (0.34 million hooks) and fishing effort density (0.4 hooks per square nautical mile) were observed in Zone 4. Outside of the four Zones there occurred 11.0% of the fishing effort (Figure 1; Table 2). Although there are sufficient data to calculate the percentage that the fishing effort in the sample represents of the total fishing effort by the whole Brazilian commercial longline fleet in the whole study area in each year (Table 1), there are no data on the total number of hooks used by the whole fleet in each of the above described Zones in the study period, so it is not possible to calculate the percentage that the sample's fishing effort in each Zone represents of the total fishing effort (i.e. by the whole fleet) there.

A total of 789 loggerheads were incidentally caught in the five years. Although there were captures of loggerheads in all latitudes between 10°N and 40°S, most (97.9%) of them occurred at latitudes equal to or to the south of 20°S, despite the much higher fishing effort in Zone 1 (Table 2; Figure 2). Loggerhead CPUEs were significantly different among the four Zones (Fisher's exact test, $P < 0.0001$; Table 2); the highest loggerhead CPUEs were observed in Zone 3 (0.4164/1000 hooks) and mainly in Zone 4 (0.8712/1000 hooks). In the region of Zone 4 between latitudes 30°S and 35°S, right over the Rio Grande Rise (three 5° by 5° quadrants; Figure 2) there occurred 88.7% of all loggerhead captures in Zone 4 and 33.7% of the loggerhead captures in the whole study; the CPUE for that region was 1.1550/1000 hooks (fishing effort = 230,308 hooks). Some 5° by 5° quadrants in Zones 3 and 4 had particularly high loggerhead CPUEs: quadrant A (in Zone 3, adjacent to Zone 4) had the highest loggerhead CPUE among all quadrants in this study, 2.1668/1000 hooks (fishing effort = 37,383 hooks), and quadrant B (the central quadrant of Zone 4) had a CPUE of 1.4163/1000 hooks (fishing effort = 132,036 hooks).

A total of 624 loggerheads were measured; most of them (97.3%) were captured in Zones 3 and 4 (Table 3). Their CCL ranged between 39 and 103 cm; other loggerhead CCL summary statistics are presented in Table 3 for the whole study area and also by Zone. Among the measured loggerheads, 95.5% had CCL equal to or smaller than 70 cm, a value (i) smaller than the minimum CCL of 71 cm reported by López-Jurado *et al.* (2003) for loggerheads nesting between 1998 and 2001 in the Cape Verde Archipelago, Africa, (ii) smaller than the minimum size of 83 cm of loggerheads nesting in Brazil between 1982/1983 and 1999/2000 (Kotas *et al.*, 2004), and (iii) also smaller than the minimum carapace sizes (converted to CCL whenever necessary) described by Dodd (1988) for other nesting populations in the Atlantic. Loggerhead CCL was significantly different among the four Zones (Kruskal–Wallis test, $P < 0.0001$, $N = 624$), and was higher in Zones 1 and 2 than in Zones 3 and 4 (Table 3).

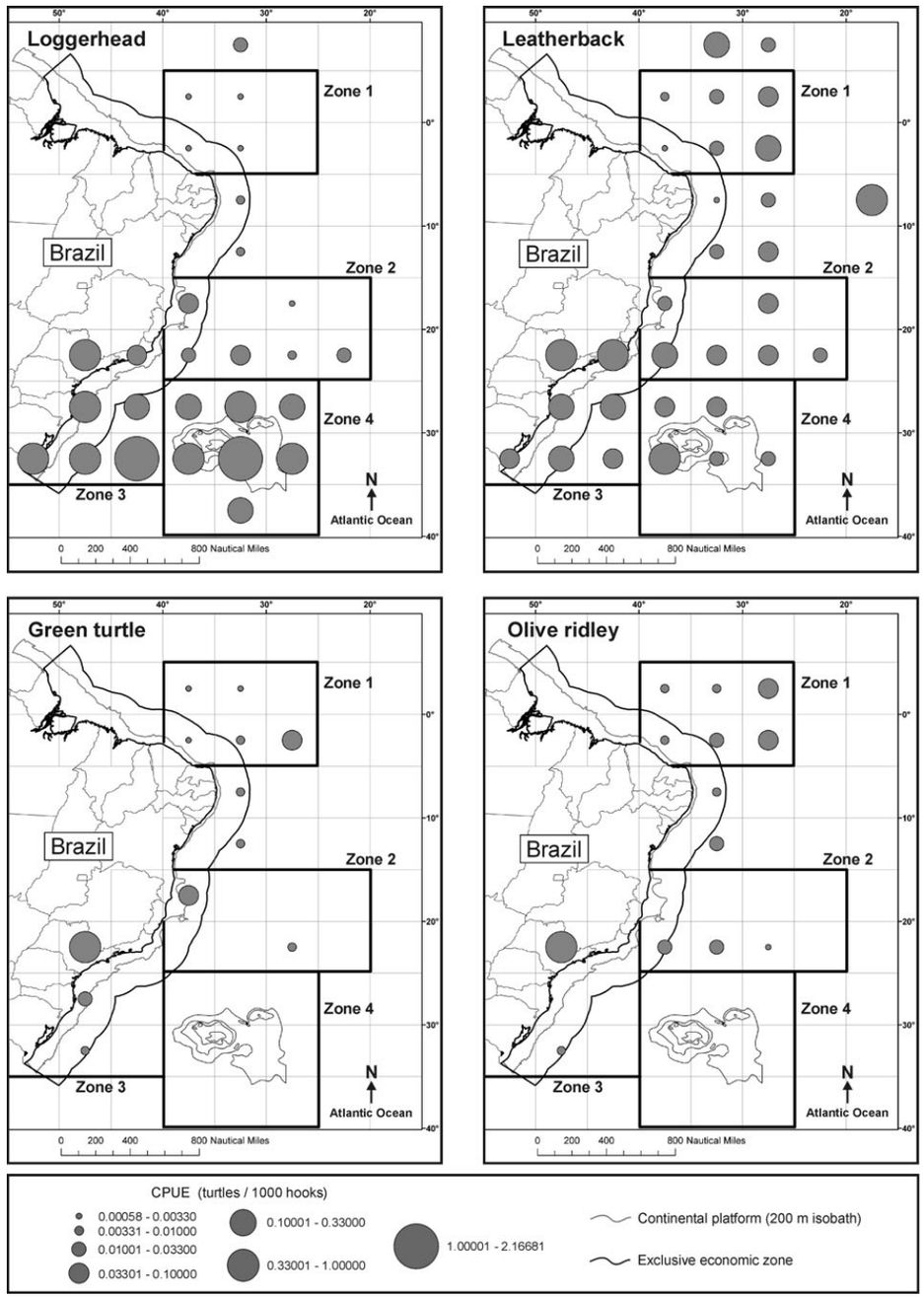


Fig. 2. Catch-per-unit-of-effort (CPUE) in the sample by quadrants of 5° of latitude and 5° of longitude, by sea turtle species. Inside Zone 4 isobaths are shown indicating the location of the Rio Grande Rise.

Table 3. Number of loggerhead and leatherback turtles measured and tagged, and curved carapace length data (cm) by species, by Zone, 2001–2005.

Zone	Loggerhead					Leatherback				
	Measured (tagged)	Min and Max	Mean (SD)	Median	Quantiles 0.10 and 0.90	Measured (tagged)	Min and Max	Mean (SD)	Median	Quantiles 0.10 and 0.90
Zone 1	3 (0)	59–72	65.3 (6.5)	65.0	59–72	27 (0)	50–170	116.4 (34.7)	125.0	60–150
Zone 2	14 (1)	55–103	70.8 (13.4)	66.5	59–95	8 (0)	80–170	117.5 (31.5)	100.0	80–170
Zone 3	410 (229)	39–98	58.2 (7.3)	57.5	50–67	14 (8)	127–194	155.2 (22.7)	155.5	130–185
Zone 4	197 (168)	39–103	57.0 (7.4)	56.0	48–67	3 (1)	90–140	119.7 (26.3)	129.0	90–140
All four Zones	624 (398)	39–103	58.1 (7.7)	57.0	50–67	52 (9)	50–194	127.2 (34.7)	130.5	80–170

Min, minimum; Max, maximum; SD, standard deviation.

A total of 341 leatherbacks were incidentally captured. Leatherbacks were caught in all latitudes between 10°N and 35°S (Table 2; Figure 2). However, leatherback CPUEs were significantly different among the four Zones (Fisher's exact test, $P < 0.0001$; Table 2); the highest leatherback CPUEs were observed in Zone 3 (0.1527/1000 hooks) and in Zone 4 (0.0755/1000 hooks). The highest leatherback CPUEs in the study were observed in quadrants C (CPUE = 0.9763/1000 hooks; fishing effort = 33,800 hooks) and D (CPUE = 0.7050/1000 hooks; fishing effort = 2837 hooks), both located in Zone 3 close to the coast of the states of São Paulo, Rio de Janeiro and Espírito Santo (Figure 1), but it should be observed that the fishing effort in quadrant D was quite small. Quadrant G (not belonging to any of the four Zones; Figure 1) had a relatively high leatherback CPUE (0.4916/1000 hooks), but that was due to the capture of just one turtle with a quite small fishing effort (2034 hooks).

A large number of leatherbacks, 21 turtles, were captured in just one set (29°47′1″S 47°32′1″W; 1100 hooks) in quadrant H of Zone 3 (Figure 1) on 8 August 2001 by the vessel *Yamaya III* (based in Itajaí, state of Santa Catarina; Figure 1), targeting swordfish (*Xiphias gladius*), tunas (*Thunnus spp*.) and sharks (*Sphyrna* spp., *Carcharhinus* spp. and *Prionace glauca*). In that set, sea surface temperature was 22.8°C, but the kinds of hooks and baits were not recorded. These 21 leatherbacks, which amounted to 12.5% of all leatherbacks captured in Zone 3 (Table 2), were all released alive. A large number of leatherbacks, 19 turtles, were also captured in just one set (30°31′40″S 35°28′58″W; 1400 hooks) in quadrant I of Zone 4 (Figure 1) by the vessel 'Camburi' (based in Santos, state of São Paulo; Figure 1) on 12 May 2002. That vessel was targeting the same kind of fish as the 'Yamaya III'. In that set, sea surface temperature was 23.0°C, the bait was the Argentine short fin squid (*Illex argentinus*, Castellanos, 1960), but there was no record of the kind of hooks. The 19 leatherbacks were all released alive to the sea; they amounted to 73.1% of all leatherbacks captured in Zone 4 (Table 2).

A total of 52 leatherbacks were measured (Table 3); their CCL ranged between 50 and 194 cm; other leatherback CCL summary statistics are presented in Table 3 for the whole study area and by Zone. Leatherback CCL was significantly different among the four Zones (Kruskal–Wallis test, $P < 0.01$, N = 52), and was highest in Zone 3 (Table 3). A total of 19 measured leatherbacks (36.5% of the measured leatherbacks in the sample) had CCL equal to or smaller than 124 cm, the minimum CCL of leatherbacks nesting in the Atlantic (Thomé *et al.*, 2007). A total of 15 leatherbacks (28.8% of the leatherbacks that were measured in the sample) had CCL equal to or smaller than 101 cm, the carapace size (converted to CCL) reported by Eckert (2002) at which a shift in habitat by leatherbacks from warmer tropical waters to higher latitude colder waters might occur. Among these 15 small leatherbacks, 9 turtles were found in Zone 1 (CPUE = 0.0012/1000 hooks), 5 in Zone 2 (CPUE = 0.0040/1000 hooks) and 1 turtle was found in Zone 4 (CPUE = 0.0029/1000 hooks); the CPUEs for these small leatherbacks were significantly different among Zones 1, 2 and 4 (Fisher's exact test, P= 0.039), and were highest in Zone 2.

A total of 45 green turtles were incidentally caught in the five years; there were captures of green turtles between latitudes 5°N and 35°S, but no green turtles were caught in Zone 4 (Table 2; Figure 2). Green turtle CPUEs were not significantly different among the four Zones (Fisher's exact test, $P = 0.142$; Table 2). A total of 31 green turtles were measured; their CCLs ranged between 27 and 90 cm, but 30 green turtles (96.8%) had CCL equal to or smaller than 75 cm. Other green turtle CCL

Table 4. Number of green turtles and olive ridleys measured and tagged, and curved carapace length data (cm) by species, by Zone, 2001–2005.

Zone	Green					Olive Ridley				
	Measured (tagged)	Min and Max	Mean (SD)	Median	Quantiles 0.10 and 0.90	Measured (tagged)	Min and Max	Mean (SD)	Median	Quantiles 0.10 and 0.90
Zone 1	18 (0)	27–72	53.7 (12.1)	55.0	30–70	48 (0)	36–80	52.5 (9.8)	52.5	41–63
Zone 2	4 (1)	39–90	63.3 (23.4)	62.0	39–90	3 (1)	35–64	51.7 (15.0)	56.0	35–64
Zone 3	9 (6)	34–75	44.9 (12.9)	39.0	34–75	1 (1)	59–59	59.0 (–)	59.0	59–59
Zone 4	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
All four Zones	31 (7)	27–90	52.4 (14.7)	50.0	36–72	52 (2)	35–80	52.6 (9.9)	53.5	41–63

Min, minimum; Max, maximum; SD, standard deviation.

summary statistics are presented in Table 4 for the whole study area and by Zone. Among the 31 measured green turtles, 28 (90.3%) had CCL smaller than 73.5 cm, the minimum CCL of green turtles nesting in the Atlantic (Hirth, 1997; conversion from SCL to CCL was performed whenever necessary). Green turtle CCL was not significantly different among Zones 1, 2 and 3 (Kruskal–Wallis test, $P = 0.092$, $N = 31$).

A total of 81 olive ridleys were incidentally caught in the five years. Most (90.1%) of the olive ridleys were caught between latitudes 10°N and 10°S, where 73.3% of the total number of hooks in the sample (Table 1) were deployed; the olive ridley CPUE for the region between latitudes 10°N and 10°S (0.0088/1000 hooks) is significantly higher than the CPUE concerning the study area outside of that region (0.0026/1000 hooks) (Fisher's exact test, $P < 0.001$). Olive ridley CPUEs were significantly different among the four Zones (Fisher's exact test, $P < 0.001$; Table 2); the highest olive ridley CPUE was observed in Zone 1, and no olive ridleys were caught in Zone 4 (Table 2; Figure 2). A total of 52 olive ridleys were measured, and their CCLs ranged between 35 and 80 cm; other olive ridley CCL summary statistics are presented in Table 4 for the whole study area and by Zone. Among the 52 measured olive ridleys, 44 (84.6%) had CCL equal to or smaller than 62.5 cm, the minimum CCL of nesting females in the states of Sergipe and Bahia, where the large majority of olive ridleys nesting in Brazil occur; there are no other CCL measurements for olive ridley populations nesting in the western Atlantic and no published formulae to convert SCL to CCL for olive ridleys in the Atlantic (da Silva *et al.*, 2007). Olive ridley CCL was not significantly different among Zones 1, 2 and 3 (Kruskal–Wallis test, $P = 0.808$, $N = 52$).

In this study, some mortality was observed at capture for each sea turtle species incidentally caught (Table 2).

DISCUSSION

The fishing effort (number of hooks in the sample) has increased since 2001, and mainly since 2004 (Table 1), as a set of institutions (Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE; state of Pernambuco), Universidade do Vale do Itajaí (Univali; state of Santa Catarina), Instituto Albatroz (based in Santos, state of São Paulo), Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA; Rio Grande, state of Rio Grande do Sul) and TAMAR) managed to place an increasing number of observers on board the Brazilian commercial longline fleet through the years, mainly as the result of the law, effective from 19 August 2003, which requires observers on-board foreign chartered vessels. The much higher proportion of fishing effort in Zone 1 (Figure 1; Table 2) is partly due to the facts that: (i) the foreign chartered vessels operating in that Zone, based in Natal, Cabedelo and Recife, usually spend a much longer period of time at sea (often about two months) than Brazilian-owned vessels (which typically spend about 20–25 d at sea); and (ii) the foreign chartered vessels typically use 2000–2500 hooks per set, while Brazilian-owned longliners typically use 1000–1300 hooks per set. Furthermore, as observers have been required by law on-board foreign chartered vessels since 19 August 2003, a relatively large amount of data were generated from that date on concerning these vessels. On the other hand, as Brazilian-owned vessels are not required by law to have observers on-board, the presence of observers on these vessels depended on special arrangements with fishing companies and crew, and so only some trips by these vessels had an observer on board. Table 2 shows the number of foreign chartered vessels and Brazilian-owned vessels in the sample by zone.

Among the five species of sea turtles that occur in the South Atlantic Ocean (loggerhead, leatherback, green turtle, olive ridley and hawksbill), to our knowledge only the hawksbill has never been reported as incidentally caught by longlines in that region. However, in the North Atlantic, three hawksbills were reported as caught in longline gear in 1992–1999 (National Marine Fisheries Service Southeast Fisheries Science Center, 2001). Ulloa-Ramirez & González-Ania (2000) also reported the capture of hawksbills by longlines in the Gulf of Mexico.

There are few reports of interactions between olive ridleys and longlines in the south-western Atlantic (Serafini *et al.*, 2002; Pinedo & Polacheck, 2004; Carranza *et al.*, 2006). In the present study, data on the incidental capture of 81 olive ridleys are presented. The fact that the olive ridley CPUE for the region between latitudes 10°N and 10°S is significantly higher than the CPUE concerning the study area outside of that region, and that, among the four Zones, the highest olive ridley CPUE was observed in Zone 1, suggests that the part of the ocean around the northern region of Brazil is a preferential habitat for olive ridley turtles. A small number of olive ridleys (about 1 turtle per year on average between 1994 and 2003) have been incidentally captured in fishing weirs or stranded at Almofala, state of Ceará, northern Brazil, within Zone 1, where TAMAR maintains a station (Projeto TAMAR, unpublished data, 2007), and an olive ridley nest was recorded there in 2002 (Lima *et al.*, 2003), but there is no further information on the distribution or ecology of olive ridleys in the region around northern Brazil. The olive ridley CPUE found in Zone 1 (0.0096 turtles/1000 hooks; Table 1) was significantly lower than that reported for olive ridleys incidentally captured by longlines in the Gulf of Guinea (0.38 turtles/1000 hooks; Carranza *et al.*, 2006) (Fisher's exact test, $P < 0.00001$).

The available data seem to indicate that both adult and juvenile olive ridleys were caught in longlines, although most of them should be juveniles (Table 4). At Almofala, state of Ceará, the olive ridleys which were incidentally captured in fishing weirs or stranded in the period between 1994 and 2003 had CCLs both smaller and larger than 62.5 cm, the minimum CCL of nesting females in the states of Sergipe and Bahia (da Silva *et al.*, 2007; Projeto TAMAR, unpublished data, 2007). There is no information on the origin (nesting areas) of the olive ridleys incidentally captured in this study. In the western Atlantic, the main nesting areas for olive ridleys are located in Suriname, French Guiana, and north-eastern Brazil, in the states of Sergipe and Bahia, but olive ridleys nest also in the eastern Atlantic in Africa (da Silva *et al.*, 2007).

The green turtle was the species with the lowest number of interactions with longlines. No green turtles were caught in Zone 4, but there was no significant difference in green turtle CPUEs among the four zones. Green turtle displacements have been recorded between north-eastern Brazil, a feeding area for green turtles, and the Caribbean region, Suriname/French Guiana and Ascension Island (United Kingdom) (Pritchard, 1973; Mortimer & Carr, 1987; Lima *et al.*, 2003). Although there was a relatively small number of green turtles

reported from Zone 2 (Table 2), we consider that it is important to monitor the longline fleet in that region on a continued basis, as Trindade Island, the main nesting site for green turtles in Brazil and one of the main nesting sites in the Atlantic for that species, is located there (Moreira *et al.*, 1995).

The captured green turtles were generally juvenile or subadult animals. One green turtle caught approximately 160 nautical miles from Trindade Island had a CCL of 90 cm; that CCL, although smaller than the CCL of green turtles nesting on Trindade Island (minimum CCL = 101.0 cm, N = 465, data from 1982–1995; Moreira *et al.*, 1995), is well into the range of CCLs of nesting green turtles found in the Atlantic, where several rookeries with a relatively large annual number of green turtle nestings are found, mainly the one at Tortuguero (Costa Rica) (Hirth, 1997; Bjorndal *et al.*, 1999). Naro-Maciel *et al.* (2007) showed through genetic analyses based on mitochondrial DNA (mtDNA) that juvenile green turtles found at Almofala, state of Ceará, and at Ubatuba, state of São Paulo in south-eastern Brazil, originate largely from Ascension Island (United Kingdom) but also possibly from several other rookeries in the Atlantic, mainly Tortuguero (Costa Rica), Matapica (Suriname), Aves Island (Venezuela) and Trindade Island (Brazil).

The loggerhead turtle is the species with the highest estimated number of interactions with pelagic longlines all over the world (Lewison *et al.*, 2004). In the present study, the greatest loggerhead CPUE was observed in Zone 4 (0.8712/1000 hooks). Although the fishing effort (the number of hooks) in that Zone represented only 3% of the total effort, the loggerhead turtles captured in that region corresponded to 38% of the total number of loggerheads caught in the five years. In the south-western Atlantic, Achaval *et al.* (2000) found an average loggerhead CPUE of 1.18/1000 hooks in 9 trips by two Uruguayan longline vessels. Pinedo & Polacheck (2004) obtained a similar loggerhead CPUE (approximately 1.2 turtles/1000 hooks) in 41 sets (12,870 hooks) carried out by a Brazilian research vessel operating around southern Brazil. Kotas *et al.* (2004), monitoring 3 trips (34 sets and 33,650 hooks) by Brazilian commercial longline vessels operating in 1998 in Brazilian and international waters in the south-western Atlantic, found a loggerhead CPUE of 4.31/1000 hooks, which can be considered to be a very high CPUE; that CPUE is significantly higher than that found in this study for Zones 3 and 4 combined (a comparable region of the sea), 0.5248/1000 hooks (Fisher's exact test, $P < 0.00001$). Loggerhead CPUEs in the South Atlantic seem to be generally higher than those found in the North Atlantic. In the north-western Atlantic, Witzell (1999) found a loggerhead CPUE of 0.0751/1000 hooks; around the Azores, Ferreira *et al.* (2001) found a loggerhead CPUE of approximately 0.27/1000 hooks.

Zone 4 is the same region where Barata *et al.* (1998) found some of the highest CPUEs ever recorded for loggerheads worldwide (24.5/1000 hooks and 13.6/1000 hooks in each of two sets). That Zone is located exactly around the Rio Grande Rise (Elevação do Rio Grande; Figure 1), a region where depth ranges between 300 and 4000 m. Areas around seamounts are commonly good fishing grounds, being frequently visited by the tuna purse-seine fleet (Ariz *et al.*, 2002) and by longline vessels. The Rio Grande Rise is reported by some longline captains from Itajaí, state of Santa Catarina, and Santos, state of São Paulo, as a region where many sea turtles are incidentally caught. The relatively high CPUEs recorded in this study and by Barata *et al.* (1998) in the region around the Rio Grande Rise (Zone 4) suggest that that region is inhabited by relatively large numbers of loggerheads, and the fact that juvenile loggerheads are commonly found there (Table 3; Kotas *et al.*, 2004) suggests that that region could possibly be an important developmental habitat for that species. Further research on the occurrence of sea turtles in that region is clearly an urgent need.

Comparing the CCLs of the captured loggerheads with the CCLs of loggerheads from other populations in the Atlantic (see Results), it is possible to infer that most (about 95%) of the loggerheads incidentally caught were likely juvenile or subadult turtles. However, loggerheads of adult size were caught in all Zones (Table 3). The loggerhead is the species of sea turtle nesting in largest numbers on mainland Brazil (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). A genetic analysis (by means of mtDNA) of loggerhead turtles (N = 42) incidentally caught by the Brazilian commercial longline fleet in the south-western Atlantic (Brazilian and international waters between latitudes 30°S and 35°S approximately) indicated that only 45% of the captured turtles came from Brazilian nesting beaches; the other 55% came from unknown nesting areas, located possibly in Africa or even in the Indian Ocean (Soares, 2004). Loggerheads caught in longlines in the western North Atlantic were in the small juvenile to subadult size-range (Watson *et al.*, 2005).

The CPUE for leatherbacks in Zones 3 and 4 combined (0.1343/1000 hooks; Table 1) is significantly lower than the leatherback CPUE recorded by Kotas *et al.* (2004) for approximately the same area in the south-western Atlantic (0.59/1000 hooks) (Fisher's exact test, $P < 0.00001$). However, the CPUE for leatherbacks in those two Zones combined is significantly higher than the CPUE found by Witzell (1999) for leatherbacks in the North Atlantic, which was equal to 0.0710/1000 hooks (Fisher's exact test, $P < 0.00001$). The two quadrants where the largest leatherback CPUEs were observed were located in Zone 3, close to the coastline (quadrant C: CPUE = 0.9763/1000 hooks, and quadrant D: CPUE = 0.7050/1000 hooks), but there were captures of leatherbacks in all quadrants of Zone 3. In Zone 4 (leatherback CPUE = 0.0755/1000 hooks), a total of 26 leatherbacks were caught; however, 19 of them were caught in a single set (see Results).

No genetic analyses have been performed of the leatherbacks incidentally caught by the Brazilian longline fleet, which could contribute to clarify the natal origin of these turtles. Barata *et al.* (2004) present some information on the possible origin of leatherbacks stranded in southern Brazil; some of these strandings could possibly be the result of longline operations in the open ocean. These authors advance a demographic analysis that, by comparing the estimated average annual number of turtles nesting in the only known nesting area in Brazil (located in the state of Espírito Santo; Thomé *et al.*, 2007) to the estimated average annual number of strandings in southern Brazil, suggests that the Brazilian leatherback nesting area could not possibly be the sole source of the turtles stranded on the southern Brazilian coast. In the Atlantic, leatherbacks nest mainly in French Guiana and Suriname in South America, Trinidad in the southern Caribbean, and Gabon and Congo in western Africa, but there are other smaller rookeries in the Caribbean (Barata *et al.*, 2004). Furthermore, satellite telemetry data indicate that leatherbacks nesting in eastern South Africa can enter the South Atlantic (Hughes *et al.*, 1998; G.R. Hughes, personal

communication, 2002). Recently, Billes *et al.* (2005) reported that four leatherback females flipper-tagged on nesting beaches in Gabon, western Africa, were found in the south-western Atlantic (three turtles in Brazil and one in Argentina), providing the first evidence of leatherback movement from Africa to South America. One of these four records was made by an observer on-board a Brazilian commercial longline vessel located within the Brazilian EEZ off the state of Rio Grande do Sul coast, which shows that leatherbacks from populations other than the Brazilian one are in fact interacting with longline fisheries around Brazil.

Leatherback populations in the Pacific are considered to be threatened with extinction, and recent studies indicate that fishing (in large measure with longlines) is at present one of the main reasons for the rapid decline of leatherback populations in that ocean (Spotila *et al.*, 2000; Lewison *et al.*, 2004). Modifications in fishing practice and closure of some areas to longline fishing have been proposed and/or implemented in the Pacific to deal with that situation (Lewison *et al.*, 2004).

Although a number of sea turtles were considered dead at capture in this study, the actual mortality of these animals due to the incidental catch in longlines may be higher than that observed at capture, due to factors such as wounds caused by hooks removed from turtles on-board, embedded hooks and lines, and the stress caused by the capture itself, as pointed out by Kotas *et al.* (2004); this situation can bring great uncertainty to the estimates of mortality for sea turtles incidentally captured in longlines (Balazs & Pooley, 1994; Eckert, 1994). In the present study, the turtles incidentally captured, and consequently at risk of death due to the capture, were often either relatively large juveniles or adult animals, with a relatively large reproductive value for their populations (Crouse *et al.*, 1987).

To obtain a clearer picture regarding the impact of Brazilian longliners on sea turtles, more detailed analyses would be necessary. Data on longline operations by seasons of the year, kind of fishing gear, target species (tuna, swordfish, sharks, etc.) and fishing grounds, as well as data on oceanographic, climatic and ecological factors, would be required to better understand the occupation of that part of the ocean by sea turtles, the spatial and temporal distribution of longline operations, and the impact of the longline fishery on sea turtles. These types of analyses would provide a more thorough basis for the proposal of conservation actions. Nevertheless, we believe that the information presented in this study already makes clear that the interaction between sea turtles and pelagic longlines within the Brazilian EEZ and adjacent international waters does occur at a level that raises some concern, given both the conservation status of the sea turtles species inhabiting that part of the ocean and the extent of longline operations in that area by vessels not only from Brazil but also from several other countries (Kotas *et al.*, 2004).

Besides the collection of data on the interaction between longline fishing and sea turtles, in order to form a database on this matter, some other actions are in progress in Brazil, partly in partnership with neighbour countries (mainly Uruguay), concerning the conservation of sea turtles in relation to longline fishing in the south-western Atlantic: (i) since 2003, when the south-western Atlantic Sea Turtle Specialist Group (the ASO network) was created (Fallabrino *et al.*, 2004), Brazil and Uruguay have adopted a joint, 'transboundary' approach to the analysis of sea turtle bycatch by longline vessels based in these two countries operating in that part of the ocean (Domingo *et al.*, 2006). Considering that sea turtles are migratory animals, this cooperative approach should provide a better understanding of the relationship between sea turtles and the longline fishery in the south-western Atlantic and should allow more effective conservation actions in that part of the ocean; (ii) since November 2004, TAMAR, partly supported by the National Oceanic and Atmospheric Administration of the United States government (NOAA) and in partnership with some Brazilian fishing companies, has been testing 10° offset, 18/0 circular hooks as substitutes for the 9/0 J hooks traditionally used by the largest part of the Brazilian longline fleet targeting swordfish, tuna and sharks (Swimmer *et al.*, 2006). This research, which parallels research by other countries on the same topic (Gilman *et al.*, 2006), aims for the employment by the longline fleet of fishing gear less threatening to sea turtles; the experiments which have been performed by longliners based in Santos and Itajai operating to the south of latitude 23°S, are expected to be finished by the end of 2007; and (iii) since August 2003, the presence of observers on board foreign chartered vessels has been mandatory. TAMAR has participated in all observer training courses (which are organized by Universidade Federal Rural de Pernambuco, Universidade do Vale do Itajaí, Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental and Instituto Albatroz, and are financed mainly by the Brazilian federal government, but also by municipal governments, universities and international non-governmental organizations), providing the trainees with the knowledge necessary to correctly identify the sea turtle species, to record data in the appropriate forms, and also to adequately handle and release sea turtles incidentally caught by the longline vessels.

Sea turtle conservation in relation to longline fishing in the south-western Atlantic (as in other oceans) is truly an international problem, calling for international cooperation (Trono & Salm, 1999; Crowder, 2000), inasmuch as (i) there is some evidence that sea turtles inhabiting the south-western Atlantic originate from nesting areas in several countries, and (ii) that part of the ocean is fished by longline vessels again from several countries. Brazil's conservation actions in the open ocean, which could have influence on the fate not only of turtles originating from Brazilian beaches but also of those originating from nesting beaches in other countries, are in accord with international agreements established by Brazil and also with recommendations by international organizations concerned with fishing policies and their impact on sea turtles. Brazil is a member of the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT), which issued in 2003 a resolution encouraging the parties to share information on the relationship between sea turtles and ICCAT fisheries and to take measures to diminish the impact of these fisheries on sea turtles (ICCAT Resolution 03-11; ICCAT, 2006). A technical consultation on the relationship between sea turtle conservation and fisheries, held in Thailand at the end of 2004 by the Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), of which Brazil is a member country, issued a series of recommendations on the conservation of sea turtles in relation to fisheries (FAO, 2005). Brazil has also signed and ratified the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles, which has, in the Third Conference of the

Parties, held in 2006, issued a resolution urging the parties to take actions concerning the reduction of adverse impacts of fisheries on sea turtles (resolution CIT-COP 3-2006-R2; Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas, 2006).

The actions which have already been taken by Brazil, some of them partly in partnership with neighbour countries, should represent first steps towards the conservation of sea turtles with regard to the threats posed by the pelagic longline fishery. Much has yet to be done.

ACKNOWLEDGEMENTS

For kindly sharing their data, we thank the Instituto Albatroz (Tatiana Neves), CEPSUL (Luiz Fernando Rodrigues), CEPNOR (Mutsuo Asano Filho), the REVIZEE programme (especially Universidade Federal do Rio de Janeiro, Universidade Estadual de Feira de Santana and Universidade Federal do Espírito Santo), Universidade do Vale do Itajaí (Roberto Warlich), Universidade Federal Rural de Pernambuco (Fábio Hazin and Paulo Travassos), Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (Danielle Monteiro), Museu Oceanográfico do Vale do Itajaí (Jules Soto), Yonat Swimmer, Venâncio Guedes de Azevedo and Rodrigo Mazzoleni. Our thanks also to the Brazilian fishing companies Kowalski, Itafish and Imai Pesca for allowing observers on-board their vessels and for the kind support to this research, and to Guilherme Maurutto for help with map making and Luciano Soares for help in translating a first version of this article into English. Our special thanks to Fábio Hazin, Yonat Swimmer and Antonio de Padua Almeida for their careful reviews of the manuscript, and to the two referees, whose thoughtful comments helped us to improve the paper. Projeto TAMAR, a conservation programme of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio (the Brazilian Institute for Biodiversity Conservation—Instituto Chico Mendes), is co-managed by Fundação Pró-Tamar and is officially sponsored by Petrobras.

REFERENCES

Achaval F., Marin Y.H. and Barea L.C. (2000) Captura incidental de tortugas con palangre pelágico oceánico en el Atlántico sudoccidental. In Arena G. and Rey M. (eds) *Captura de grandes peces pelágicos (pez espada y atunes) en el Atlántico Sudoccidental, y su interacción con otras poblaciones*, Montevideo, Uruguay: Instituto Nacional de Pesca/Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, pp. 83–88.

Aguilar R., Mas J. and Pastor X. (1995) Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western Mediterranean. In Richardson J.I. and Richardson T.H. (eds.) *Proceedings of the Twelfth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC* 361, 1–6.

Amorim A.F., Arfelli C.A. and Bacilieri S. (2002) Shark data from Santos longliners fishery off Southern Brazil (1971–2000). *Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT* 54, 1341–1348.

Ariz J., Pallarés P., Santana J.C. and de Molina A.D. (2002) Explotación de los bancos de túnidos tropicales asociados a montes submarinos, en el Océano Atlantico, por la flota de cerco española. *Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT* 54, 96–106.

Balazs G.H. (1999) Factors to consider in the tagging of sea turtles. In Eckert K.L. *et al.* (eds) *Research and management techniques for the conservation of sea turtles.* IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group publication, no. 4, pp. 101–109.

Balazs G.H. and Pooley S.G. (eds) (1994) *Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, November 16–18, 1993*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC-201.

Barata P.C.R., Gallo B.M.G., dos Santos S., Azevedo V.G. and Kotas J.E. (1998) Captura acidental da tartaruga marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) na pesca de espinhel de superfície na ZEE brasileira e em águas internacionais. In *Resumos Expandidos da XI Semana Nacional de Oceanografia, Rio Grande, RS, outubro de 1998*, Pelotas, RS, Brasil: Editora Universitária-UFPel, pp. 579–581.

Barata P.C.R., Lima E.H.S.M., Borges-Martins M., Scalfoni J.T., Bellini C. and Siciliano S. (2004) Records of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian coast, 1969–2001. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 1233–1240.

Billes A., Fretey J., Verhage B., Huijbregts B., Giffoni B., Prosdocimi L., Albareda D.A., Georges J.Y. and Tiwari M. (2005) First evidence of leatherback movement from Africa to South America. *Marine Turtle Newsletter* 111, 13–14.

Bjorndal K.A., Wetherall J.A., Bolten A.B. and Mortimer J.A. (1999) Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. *Conservation Biology* 13, 126–134.

Bolten A.B. (1999) Techniques for measuring sea turtles. In Eckert K.L. *et al.* (eds) *Research and management techniques for the conservation of sea turtles.* IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group publication, No. 4, pp. 110–114.

Carranza A., Domingo A. and Estrades A. (2006) Pelagic longlines: a threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. *Biological Conservation* 131, 52–57.

Coluchi R., Giffoni B.B., Sales G., Consulim C.E.N., Fiedler F.N., Leite N.O.L. Jr. and Peppes F. (2005) Caracterização das pescarias com espinhel pelágico que interagem com tartarugas marinhas no Brasil. In *Livro de Resumos, II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental, 14–15 de Novembro de 2005, Praia do Cassino, Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil.* Rio Grande, RS, Brasil: NEMA, pp. 80–83.

Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (2006) *Tercera conferencia de las partes contratantes—COP3CIT Mazatlán, Sinaloa, México, informe final.* [http://www.iacseaturtle.org/iacseaturtle/download/Informe%20Final%20COP3CIT%20ESP.pdf; accessed 24 August 2007]

Crouse D.T., Crowder L.B. and Caswell H. (1987) A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. *Ecology* 68, 1412–1423.

Crowder L. (2000) Leatherback's survival will depend on an international effort. *Nature* 405, 881.

da Silva A.C.C.D., de Castilhos J.C., Lopez G.G. and Barata P.C.R. (2007) Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87, 1047–1056.

Dodd C.K. Jr. (1988) *Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle* Caretta caretta *(Linnaeus 1758)*. Biological Report, No. 88. Washington, DC, USA: US Fish and Wildlife Service.

Domingo A., Sales G., Giffoni B., Miller P., Laporta M. and Maurutto G. (2006) Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelagico en el Atlantico Sur por las flotas de Brasil y Uruguay. *Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT* 59, 992–1002.

Eckert S.A. (1994) *Evaluating the post-release mortality of sea turtles incidentally caught in pelagic longline fisheries*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFSC 201, 106–110.

Eckert S.A. (2002) Distribution of juvenile leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* sightings. *Marine Ecology Progress Series* 230, 289–293.

Fallabrino A., Estrades A., López-Mendilaharsu M., Laporta M., Prosdocimi L., Sales G. and Drews C. (2004) First meeting on research and conservation of sea turtles in the Southwestern Atlantic Ocean (ASO). *Marine Turtle Newsletter* 104, 19.

FAO (2005) Report of the technical consultation on sea turtles conservation and fisheries, Bangkok, Thailand, 29 November–2 December 2004. *FAO Fisheries Report, No. 765*. Rome, Italy: FAO.

Ferreira R.L., Martins H.R., da Silva A.A. and Bolten A.B. (2001) Impact of swordfish fisheries on sea turtles in the Azores. *Arquipélago* 18A, 75–79.

Ferreira R.L., Santos M.R., Martins H.R., Bolten A.B., Isidro E., Giga A. and Bjorndal K.A. (2003) Accidental captures of loggerhead sea turtles by the Azores longline fishery in relation to target species and gear retrieving time. In *Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (comp. J.A. Seminoff). *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC* 503, 261–262.

Gerosa G. and Casale P. (1999) *Interaction of marine turtles with fisheries in the Mediterranean*. Tunis, Tunisia: UNEP, Regional Activity Centre for Specially Protected Areas (RAC/SPA).

Gilman E., Zollett E., Beverly S., Nakano H., Davis K., Shiode D., Dalzell P. and Kinan I. (2006) Reducing sea turtle by-catch in pelagic longline fisheries. *Fish and Fisheries* 7, 2–23.

Hall M.A., Alverson D.L. and Metuzals K.I. (2000) By-catch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 41, 204–219.

Hazin F.H.V., Zagaglia J.R., Broadhurst M.K., Travassos P.E.P. and Bezerra T.R.Q. (1998) Review of a small-scale pelagic longline fishery off northeastern Brazil. *Marine Fisheries Review* 60, 1–8.

Hazin F.H.V., Hazin H.G. and Travassos P. (2002) Influence of the type of longline on the catch rate and size composition of swordfish, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758), in the Southwestern Equatorial Atlantic Ocean. *Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT* 54, 1555–1559.

Hirth H.F. (1997) *Synopsis of the biological data on the green turtle* Chelonia mydas (*Linnaeus 1758*). Biological Report, No. 97(1). Washington, DC, USA: US Fish and Wildlife Service.

Hughes G.R., Luschi P., Mencacci R. and Papi F. (1998) The 7000 km oceanic journey of a leatherback turtle tracked by satellite. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 229, 209–217.

ICCAT (2006) *Compendium: management recommendations and resolutions adopted by ICCAT for the conservation of Atlantic tunas and tuna-like species*. Document PLE-012/2006. Madrid, Spain: ICCAT. [http://www.iccat.es/Documents/Recs/PLE-012%20ENG.pdf; accessed 24 August 2007]

IUCN (2007) *2007 IUCN red list of threatened species*. [www.redlist.org; accessed 27 September 2007].

Kotas J.E., dos Santos S., de Azevedo V.G., Gallo B.M.G. and Barata P.C.R. (2004) Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. *Fishery Bulletin* 102, 393–399.

Lewison R.L., Freeman S.A. and Crowder L.B. (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters* 7, 221–231.

Lewison R.L. and Crowder L.B. (2007) Putting longline bycatch of sea turtles into perspective. *Conservation Biology* 21, 79–86.

Lima E.H.S.M., Lagueux C.L., Barata P.C.R. and Marcovaldi M.A. (2003) Second record of a green turtle (*Chelonia mydas*) tagged in Brazil and captured in Nicaragua. *Marine Turtle Newsletter* 101, 27.

López-Jurado L.F., Varo-Cruz N. and López-Suárez P. (2003) Incidental capture of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) on Boa Vista (Cape Verde Islands). *Marine Turtle Newsletter* 101, 14–16.

Marcovaldi M.A. and dei Marcovaldi G.G. (1999) Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR–IBAMA. *Biological Conservation* 91, 35–41.

Marcovaldi M.A., Thomé J.C., Sales G., Coelho A.C., Gallo B. and Bellini C. (2002) Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. *Marine Turtle Newsletter* 96, 24–25.

Minami M. (2000) *Using ArcMap*. USA: ESRI.

Moreira L., Baptistotti C., Scalfone J., Thomé J.C. and de Almeida A.P.L.S. (1995) Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 70, 2.

Mortimer J.A. and Carr A. (1987) Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). *Copeia*, 1987, 103–113.

Naro-Maciel E., Becker J.H., Lima E.H.S.M., Marcovaldi M.A. and DeSalle R. (2007) Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil. *Journal of Heredity* 98, 29–39.

National Marine Fisheries Service Southeast Fisheries Science Center (2001) *Stock assessments of loggerhead and leatherback sea turtles and an assessment of the impact of the pelagic longline fishery on the loggerhead and leatherback sea turtles of the Western North Atlantic*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-455.

National Research Council (1990) *Decline of the sea turtles: causes and prevention*. Washington, DC, USA: National Academy Press.

Pinedo M.C. and Polacheck T. (2004) Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. *Biological Conservation* 119, 335–339.

Pritchard P.C.H. (1973) International migrations of South American sea turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae). *Animal Behaviour* 21, 18–27.

R Development Core Team (2006) *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. [http://www.R-project.org]

Serafini T.Z., Soto J.M.R and Celini A.A.O.S. (2002) Registro da captura de tartaruga-olivacea, *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) (Testudinata, Cheloniidae), por espinhel pelágico no Rio Grande do Sul, Brasil. In *Resumos do XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia, Itajaí, SC, 17 a 22 de fevereiro de 2002*, p. 460. Itajaí, SC, Brazil: CTTMar–UNIVALI.

Soares L.S. (2004) *Identificação de populações de tartarugas cabeçudas* (Caretta caretta, *Linnaeus 1758*) *no litoral brasileiro através de seqüências do mtDNA*. Master's thesis, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, Brazil.

Spotila J.R., Reina R.D., Steyermark A.C., Plotkin P.T. and Paladino F.V. (2000) Pacific leatherback turtles face extinction. *Nature* 405, 529–530.

Swimmer Y., Sales G., Giffoni B. and Thomé J.C. (2006) Sea turtles and longline fisheries interactions in Brazil—an update on field trials and post-release mortality and movements. In Frick M. *et al.* (eds) *Books of Abstracts of the Twenty-sixty Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. Athens, Greece: International Sea Turtle Society, pp. 267–268.

Teas W.G. (1993) *Species composition and size class distribution of marine turtle strandings on the Gulf of Mexico and Southeast United States Coasts, 1985–1991*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-315.

Thomé J.C.A., Baptistotte C., Moreira L.M. de P., Scalfoni J.T., Almeida A.P., Rieth D.B. and Barata P.C.R. (2007) Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil, 1988–89 to 2003–04. *Chelonian Conservation and Biology* 6, 15–27.

Trono R.B. and Salm R.V. (1999) Regional collaboration. In Eckert K.L. *et al.* (eds) *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group publication, No. 4, pp. 224–227.

Ulloa-Ramirez P.A. and Gonzáles-Ania L.V. (2000) Incidence of marine turtles in the Mexican long-line tuna fishery in the Gulf of Mexico. In Abreu-Grobois F.A. *et al.* (eds) *Proceedings of the Eighteenth International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC 436, 110.

Watson J.W., Epperly S.P., Shah A.K. and Foster D.G. (2005) Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 965–981.

Witzell W.N. (1984) The incidental capture of sea turtles in the Atlantic U.S. fishery conservation zone by the Japanese tuna longline fleet, 1978–81. *Marine Fisheries Review* 46, 56–58.

Witzell W.N. (1999) Distribution and relative abundance of sea turtles caught incidentally by the U.S. pelagic longline fleet in the western North Atlantic Ocean, 1992–1995. *Fishery Bulletin* 97, 200–211.

and

Zar J.H. (1996) *Biostatistical analysis*, 3rd. edn. Upper Saddle River, NJ, USA: Prentice-Hall.

Correspondence should be addressed to:
Gilberto Sales
Centro TAMAR-ICMBio
Caixa Postal 2219
Rio Vermelho
40223-970 Salvador BA
Brazil
email: gilsales.tamar@terra.com.br

Journal of Heredity 2008:99(2):215–220
doi:10.1093/jhered/esm120
Advance Access publication February 4, 2008

© The American Genetic Association. 2008. All rights reserved.
For permissions, please email: journals.permissions@oxfordjournals.org.

Genetic Diversity and Origin of Leatherback Turtles (*Dermochelys coriacea*) from the Brazilian Coast

Sarah M. Vargas, Flávia C. F. Araújo, Danielle S. Monteiro, Sérgio C. Estima, Antônio P. Almeida, Luciano S. Soares, and Fabrício R. Santos

From the Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Caixa Postal 486, Belo Horizonte, MG, 31270-901, Brazil (Vargas, Araújo, and Santos); the Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, NEMA, Rua Maria Araújo, 450, Rio Grande, RS, 96207-480, Brazil (Monteiro and Estima); the Projeto Tamar-ICMBio, Reserva Biológica de Comboios s/n, Regência, Caixa Postal 105, Linhares, ES, 29900-970, Brazil (Almeida); and the Fundação Pró-Tamar, Caixa Postal 2219, Salvador, BA, 41950-970, Brazil (Soares).

Address correspondence to F. R. Santos at the address above, or e-mail: fsantos@icb.ufmg.br.

The leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) population that nests in Brazil is restricted to a few individuals, but high densities of pelagic individuals are observed along the southern and southeastern Brazilian coast. We investigated the diversity of the mitochondrial DNA (mtDNA) control region in order to understand the relationship between nesting and pelagic leatherbacks from Brazil and elsewhere. High-quality 711-bp sequences were generated, analyzed, and compared with published data from worldwide populations. We detected the presence of shared haplotypes between nesting and pelagic aggregates from Brazil, as well as haplotypes shared with other nesting areas from the Atlantic and Pacific. Furthermore, the use of longer control region sequences allowed the subdivision of the common Atlantic haplotype A into 3 different haplotypes (A1, A3, and A4), thus improving the resolution of mtDNA-based leatherback phylogeography. The use of longer sequences partially supported a closer association between nesting and pelagic individuals from Brazil and pointed to a complex origin for the pelagic individuals in the Brazilian coast.

The leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) is a pelagic marine species with a worldwide tropical and subtropical distribution. It is highly adapted for life in the open seas, feeding on jellyfish, salps, and other gelatinous organisms distributed in the water column (Marquez 1990). Major leatherback nesting sites in the Atlantic Ocean include populations in the French Guiana and Suriname in South America, Trinidad in the southern Caribbean, and Gabon and Congo in Africa (Spotila et al. 1996; Rivalan et al. 2006).

The population of leatherbacks nesting in Brazil is restricted to a few individuals, located on the northern coast of the State of Espírito Santo, eastern Brazil, around lat 19°S (Thomé et al. 2007). Although small, the leatherback population shows an increasing trend in the annual number of nests: 92 nests were recorded in the 2003/2004 nesting season in Espírito Santo (Thomé et al. 2007) as compared with 6 in 1993/1994. Furthermore, rare nesting leatherbacks have been observed in other places in Brazil (Barata and Fabiano 2002) and leatherbacks are often seen along the Brazilian coast, with a higher concentration of individuals along the southern and southeastern coast (Barata et al. 2004).

Dermochelys coriacea is classified as "Critically Endangered" by the World Conservation Union. Population declines have been observed around the world, mainly in the Pacific and Indian Oceans, since the early 1980s (Chan and Liew 1996; Spotila et al. 1996, 2000). Major threats include incidental catches by industrial fisheries (also called "bycatch," Lewison et al. 2004) and destruction of coastal nesting habitats (Pritchard 1996).

The leatherback turtles can travel very large distances (Pritchard 1976), reaching cold waters where no other marine reptile occurs (Goff and Lien 1988). Current available information from tag returns and stranding records in the western Atlantic suggests that adults engage in routine migrations between boreal, temperate, and tropical waters, presumably to optimize both foraging and nesting opportunities (Pritchard 1976).

Sea turtles have been subjected to intensive studies with molecular markers for over a decade (Avise and Bowen 1994). Genetic diversity data in sea turtles have already allowed the identification of complex phylogeographic patterns (Bowen et al. 2005; Lara-Ruiz et al. 2006) and the demonstration of a phylopatric behavior and natal homing for females (Fitzsimmons et al. 1997; Bowen et al. 2004),

but few studies have been performed on leatherbacks (Dutton et al. 1999; Crim et al. 2002).

The genetic identification of the origin of bycatch or nesting sea turtles is currently performed with mitochondrial DNA (mtDNA) sequence analyses in a global scale. The published mtDNA sequences of leatherback turtles are restricted to very few populations. In this work, we aimed to describe the Brazilian nesting and pelagic *D. coriacea* populations and to compare the data obtained with previous reports. Our analyses allowed us to establish the relationship between nesting leatherbacks from Brazil and elsewhere, as well as to ascertain the origin of the pelagic aggregate individuals. Furthermore, the use of longer mtDNA control region sequences proved to be a valuable tool in obtaining more consistent genealogical relationships of mtDNA haplotypes and individuals of *D. coriacea* populations.

Materials and Methods

Samples were collected from nesting and pelagic leatherbacks in Brazil (Figure 1). Females ($n = 11$) were sampled from a nesting area in the Espírito Santo State, and the pelagic aggregate includes individuals incidentally caught by fisheries in Brazilian waters ($n = 6$) or stranded on beaches during a massive event in the Rio Grande do Sul State ($n = 46$) in December 2005. Fresh skin biopsies were taken from the anterior flipper of females during oviposition or from individuals incidentally caught in fisheries' nets. Biopsies from skin and other tissues were also collected from dead individuals found on beaches. All samples were stored in ethanol 70% at room temperature, and total DNA was extracted as previously published (Lara-Ruiz et al. 2006). The mtDNA control region was entirely amplified using the specific primers LCM 15382, H950 (Abreu-Gobrois FA, personal communication), and HDCM1 (5′ actaccgtatgccaggtta 3′) (Allard et al. 1994). Polymerase chain reaction (PCR) mixes of 12.5 µl included 2 µl of genomic DNA (~40 ng), 1 U of *Taq* polymerase (Phoneutria, Belo Horizonte, Brazil), 200 µM of deoxynucleoside triphosphates, 1× Tris–KCl buffer with 1.5 mM $MgCl_2$ (Phoneutria), and 0.5 µM of each primer. The amplification program consisted of 5 min at 94 °C, followed by 35 cycles of 30 s at 94 °C, 30 s at 51 °C, 1 min at 72 °C, and a final extension step of 9 min at 72 °C. PCR products were further processed and sequenced as previously described (Lara-Ruiz et al. 2006).

Some procedures were adopted in order to generate high-quality sequences, namely: 1) sequences longer than 1000 bp were amplified, 2) at least 2 different PCR products were obtained for the sequencing reactions for each individual, 3) chromatograms were carefully checked for ambiguities, 4) high-quality consensus sequences were generated with forward and reverse sequences from at least 2 independent PCR products, and 5) consensus sequences produced for each individual in the present study were aligned and compared among them and with other sequences of *D. coriacea* obtained from the GenBank.

Consensus sequences (GenBank accession numbers: EF513272–EF513278) were obtained after careful analyses with the softwares Phred v. 0.20425 (Ewing et al. 1998), Phrap v. 0.990319 (http://www.phrap.org), and Consed 14.0 (Gordon et al. 1998). Sequence alignments were performed with Clustal X implemented in MEGA 3.1 (Kumar et al. 2004), with manual edition when necessary. Sequence divergence among different haplotypes was estimated through the software MEGA 3.1 using Kimura 2-parameter (K2p) distance model. MEGA 3.1 was also used to construct trees by neighbor joining (NJ) based on the K2p model and maximum parsimony (MP), both with branch topology tested by 10 000 bootstrap replicates. We also used the median joining (MJ) network analysis (Bandelt et al. 1999) to depict the relationships among Brazilian *D. coriacea* haplotypes (711 and 496 bp) as implemented in the Network 4 software (http://www.fluxus-engineering.com). Population pairwise Fst's and ϕst's, analyses of molecular variance (AMOVAs) among nesting populations, exact tests of population differentiation and Tajima's *D* and Fu's *Fs* neutrality tests were calculated with Arlequin version 3.1 (Excoffier et al. 2005).

The origin of pelagic leatherbacks in the Brazilian coast was investigated by comparisons with different nesting populations found in the Atlantic and Pacific regions. We performed a mixed stock analysis (MSA) to estimate the relative contributions of different nesting colonies to the pelagic aggregate. We used the Bayesian algorithm with a Markov Chain Monte Carlo (MCMC) estimation procedure implemented in BAYES (Pella and Masuda 2001), which has higher statistical power and is more accurate than traditional maximum likelihood estimates (Antonovich and Templin 2003). For comparison purposes, we also computed admixture coefficients from molecular data as implemented in Admix 2.0 (Bertorelle and Excoffier 1998; Dupanloup and Bertorelle 2001). Only short haplotypes (496 bp) could be used in these analyses. We used 2 baseline stocks (Atlantic and Indo-Pacific populations) to run 2 MCMC chains of size 200 000, 1 chain per baseline stock with a starting point of 0.90 for the first and 0.1 for the second one. Convergence of MCMC estimates to a desired posterior probability was assessed using the Gelman–Rubin shrink factor (Gelman and Rubin 1992), increasing the MCMC size until all values obtained were less than 1.2. The Brazilian pelagic aggregate composition was estimated from the mean of 2 chains after 100 000 burn-in steps.

Results and Discussion

High-quality 711-bp long sequences were generated and analyzed in 2 ways: using the complete sequence or only 496 bp to compare with available data from the literature. When 496-bp sequences were analyzed, 5 distinct haplotypes (Dc_A, A2, C, D, and I) were defined by 5 polymorphic sites. When using 711-bp sequences, 7 haplotypes (Dc_A1, A2, A3, A4, C, D, and I) were defined by 9 polymorphic sites (Table 1). Thus, the use of longer control region

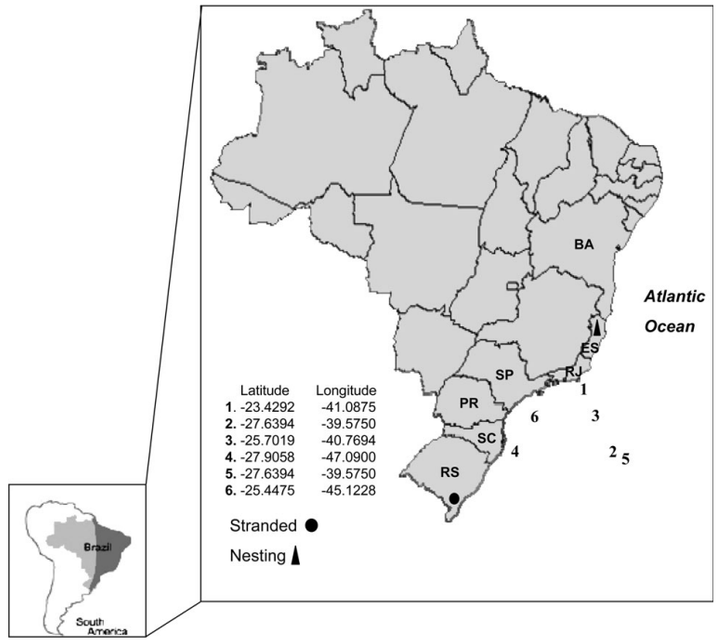


Figure 1. Approximate location of sampling sites along the Brazilian coast (RS—Rio Grande do Sul State, SC—Santa Catarina State, PR—Paraná State, SP—São Paulo State, RJ—Rio de Janeiro State, ES—Espírito Santo State, and BA—Bahia State) and geographic coordinates for 6 sampling sites of pelagic (stranded/incidentally caught) animals.

sequences clearly improved the resolution of mtDNA haplotypes.

The genetic diversity indexes for the nesting population ($n = 11$) were similar when using short or long sequences ($h = 0.182$ and $\pi = \pm 0.00147$) and only 2 haplotypes were present (Dc_A1 and Dc_C). For pelagic (stranded and incidentally caught) leatherbacks ($n = 52$), we observed 5 haplotypes, $h = 0.369$ and $\pi = 0.00138$ when using 496 bp, whereas 7 haplotypes, $h = 0.553$ and $\pi = 0.00166$ were found when using 711-bp sequences. Slightly, higher diversity values were observed in the pelagic aggregate because more haplotypes were discriminated with longer sequences.

The AMOVA indicated that *D. coriacea* populations are significantly structured ($P < 0.0001$) in 2 macrogeographic groupings, Atlantic and Indo-Pacific, with low differentiation among individual nesting populations within each group. The nesting populations from Brazil, Florida (USA), Costa Rica (Atlantic), Trinidad, Suriname/French Guyana, Saint Croix, and South Africa were grouped in an Atlantic nesting group and the populations from Malaysia, Solomon Islands, Mexico, and Costa Rica (Pacific) were grouped in an Indo-Pacific population (Table 2).

The global ϕst for all the nesting leatherback populations was 0.6351, with 52.8% of the variation occurring between the Atlantic and Indo-Pacific groups, 36.5% found within populations, and only 10.7% among populations within the Atlantic and Indo-Pacific groups. These results revealed that the Atlantic and Indo-Pacific leatherback populations are distinct and should be considered separate demographic units (Table 2).

Table 1. MtDNA control region polymorphisms and haplotype designations for *D. coriacea* assayed using 496 bp (Dc_A, A2, C, D and I) or 711 bp sequences (Dc_A1, A2, A3, A4, C, D and I). Polymorphisms from positions 150 to 308 are also included in the 496 bp haplotypes.

	Base position		
	496 bp haplotypes	12223 51250 05898 6667 2390 2203	711 bp haplotypes
Haplotypes	Dc_A	GAGGA AACT	Dc_A1
	Dc_A2	...A.	Dc_A2
	Dc_A	C	Dc_A3
	Dc_A	....T.	Dc_A4
	Dc_C	AGA.G .G..	Dc_C
	Dc_D	.GA.G .G..	Dc_D
	Dc_I	....G GG..	Dc_I

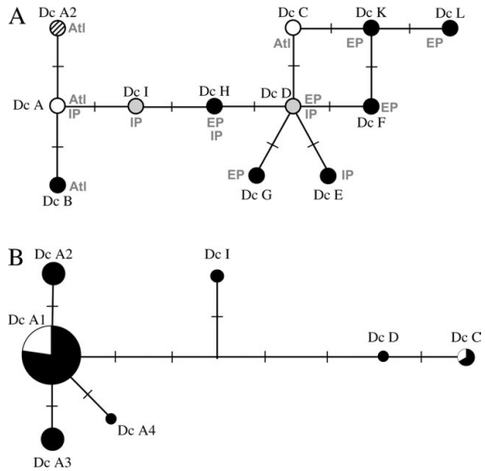


Figure 2. (**A**) MJ network describing the relationship among the 12 *Dermochelys coriacea* mtDNA haplotypes (496 bp). Haplotypes Dc_A to Dc_L found by Dutton et al. 1999. Haplotypes Dc_A, C, D, I, and A2 (new 496-bp haplotype) found in our work. Gray: Haplotypes found in pelagic population of Brazil. White: Haplotypes found in the nesting population and pelagic population of Brazil. Black: Haplotypes found in other populations by Dutton et al. 1999. Hatched: Haplotype found exclusively in the pelagic population of Brazil. Presence of haplotypes in the Atlantic (Atl), in the Indian and Pacific (IP) and Eastern Pacific (EP) oceanic regions are also indicated. (**B**) MJ network describing the relationships among 7 *D. coriacea* mtDNA 711-bp haplotypes (Dc_A1, A2, A3, A4, C, D, and I) found in nesting (white: $n = 11$) and pelagic populations (black: $n = 52$) along the Brazilian coast. Nucleotide substitutions are shown on the branches as small transverse bars.

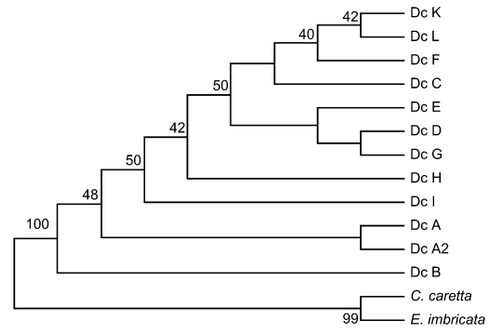


Figure 3. MP consensus tree produced from an alignment of control region sequences with 12 *Dermochelys coriacea* mtDNA haplotypes (496 bp) found in this study and elsewhere (Dutton et al. 1999). Bootstrap support values are shown on the branches. *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata* sequences were used as outgroup. Identical tree topology was obtained using NJ (results not shown).

this phylogeny and to discriminate between haplotypes that have been found both in the Atlantic and in the Pacific, such as Dc_A.

The MSA performed in Bayes was run using an input file with haplotypes from the pelagic leatherbacks found in Brazil and from nesting populations found worldwide. Six pelagic individuals were excluded from the analysis because they represented the new orphaned haplotype (Dc_A2). The source populations were grouped as Atlantic or Indo-Pacific, as suggested by the AMOVA results. All chains consistently indicated a major contribution to the Brazilian pelagic aggregate from Atlantic nesting populations (mean 96.1%) and a lower contribution from the Indo-Pacific (mean 3.9%). These results are likely due to the presence of a haplotype in 2 Brazilian individuals that has only been previously found in the Solomon Island nesting population.

These results are in agreement with the biology of *D. coriacea*, known to be long distance disperser (James et al. 2005; Billes et al. 2006). The MSA performed with the Admix 2.0 software also produced similar results (data not shown). Thus, present comparisons using known haplotype distributions and MSA reveal a diverse origin for the Brazilian pelagic aggregate including individuals from Atlantic (mainly Brazil) and Pacific nesting sites. However, future stock analysis using longer mtDNA sequences from most Indo-Pacific and Atlantic nesting sites will likely provide much better clues for the origin of Brazilian pelagic leatherbacks. Indeed, leatherbacks flipper tagged in Gabon (western Africa) beaches were recently recovered in Brazil and Argentina (Billes et al. 2006), and our analysis of a single individual from Gabon revealed that it bears the Dc_A3 haplotype (Vargas S, Soares LS, Santos FR, unpublished data), frequently found in Brazilian pelagic leatherbacks (12%).

Conclusions

We described and compared the haplotypes of nesting and pelagic leatherbacks from Brazil with worldwide populations. This study provided relevant data to better understand the relationships among and within different rookeries as well as the migration pattern of leatherbacks found in Brazil and worldwide. Furthermore, we showed that the use of longer mtDNA sequences provide a more discriminating phylogeography, particularly useful in further ascertainment studies and MSA involving the critically endangered leatherbacks. These conclusions can be incorporated in future studies and conservation programs of this species aiming at avoiding regional and global extinction.

Funding

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) (to S.M.V.); Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (to F.C.F.A. and F.R.S.); Fundação Pró-Tamar (to L.S.S.); and NEMA (to D.S.M. and S.C.E.); PETROBRAS/CENPES, CAPES, and CNPq.

Acknowledgments

We thank João Carlos Thomé for field sample collections in Comboios ReBio, Paula Lara-Ruiz for help in the MSA analysis with the software Bayes, Marta Svartman for the technical review of the text, and F. A. Abreu-Grobois, Universidad Autonoma de Mexico, Mexico, for providing the sequences for primers 15382 and H950.

References

Allard MW, Miyamoto MM, Bjorndal KA, Bolten AB, Bowen BW. 1994. Support for natal homing in green turtles from mitochondrial DNA sequences. Copeia. 1:34–41.

Antonovich A, Templin B. 2003. Application of Bayesian mixed stock analysis for detection of small contributions in fish mixtures [Internet]. Anchorage (AK): Report to the Gene Conservation Laboratory, Alaska Department of Fish and Game. Available from: http://www.genetics.cf.adfg.state.ak.us/pdffiles/bayesian.pdf.

Avise JC, Bowen BW. 1994. Investigating sea turtle migration using DNA markers. Curr Opin Genet Dev. 4:882–886.

Bandelt HJ, Forster P, Röhl A. 1999. Median-joining networks for inferring intraespecific phylogenies. Mol Biol Evol. 16:37–48.

Barata PCR, Fabiano FFC. 2002. Evidence for leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and a review of occasional leatherback nests in Brazil. Mar Turtle Newsl. 96:13–16.

Barata PCR, Lima EHSM, Borges-Martins M, Scalfoni JT, Bellini C, Siciliano S. 2004. Records of leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian Coast, 1969-2001. J Mar Biol. 84:1233–1240.

Bertorelle G, Excoffier L. 1998. Inferring admixture proportions from molecular data. Mol Biol Evol. 15:1298–1311.

Billes A, Fretey J, Verhage B, Huijbregts B, Giffoni B, Prosdocimi L, Albareda DA, Georges J-Y, Tiwari M. 2006. First evidence of leatherback movement from Africa to South America. Mar Turtle Newsl. 111:13–14.

Bowen BW, Bass AL, Chow S-M, Bostrom M, Bjorndal KA, Bolten AB, Okuyama T, Bolker BM, Epperly S, Lacasella E, et al. 2004. Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). Mol Ecol. 13:3797–3808.

Bowen BW, Bass AL, Soares L, Toonen RJ. 2005. Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). Mol Ecol. 14:2389–2402.

Chan EH, Liew HC. 1996. Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956-1995. Chelonian Conserv Biol. 2:196–203.

Crim JL, Spotila LD, Spotila JR, O'Connor M, Reina R, Williams CJ, Paladino FV. 2002. The leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. Mol Ecol. 11:2097–2106.

Dupanloup I, Bertorelle G. 2001. Inferring admixture proportions from molecular data: extension to any number of parental populations. Mol Biol Evol. 18:672–675.

Dutton PH, Bowen BW, Owens DW, Barragan A, Davis SK. 1999. Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). J Zool. 248:397–409.

Ewing B, Hillier L, Wendi M, Green P. 1998. Basecalling of automated sequencer traces using Phred I: accuracy assessment. Genome Res. 8: 175–185.

Excoffier L, Laval G, Schneider S. 2005. Arlequin ver. 3.0: an integrated software package for population genetics data analysis. Evol Bioinform Online. 1:47–50.

Fitzsimmons NN, Limpus CJ, Norman JA, Goldizen AR, Miller JD, Moritz C. 1997. Phylopatry of male marine turtles inferred from mitochondrial DNA markers. Proc Natl Acad Sci USA. 97:8912–8917.

Gelman A, Rubin DB. 1992. Inference from iterative simulation using multiple sequences. Stat Sci. 7:457–511.

Goff GP, Lien J. 1988. Atlantic leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, in cold water off Newfoundland and Labrador. Can Field-Nat. 102:1–5.

Gordon D, Abajian C, Green P. 1998. Consed: a graphical tool for sequence finishing. Genome Res. 8:195–202.

James MC, Myers RA, Ottensmeyer CA. 2005. Behaviour of leatherback sea turtle, *Dermochelys coriacea*, during the migratory cycle. Proc R Soc Lond B Biol Sci. 272:1547–1555.

Kumar S, Tamura N, Nei M. 2004. MEGA3: integrated software for molecular evolutionary genetics analysis and sequence alignment. Brief Bioinform. 5:150–163.

Lara-Ruiz P, Lopez GG, Santos FR, Soares L. 2006. Extensive hybridization in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. Conserv Genet. 7:773–781.

Lewison RL, Freeman SA, Crowder LB. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. Mol Ecol. 7:221–231.

Marquez R. 1990. FAO species catalogue; sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of the sea turtle species known to date. FAO fisheries synopsis, No 125. Vol 11. Rome (Italy): Food and Agriculture Organization of the United Nations. p. 81.

Pella J, Masuda M. 2001. Bayesian methods for analysis of stock mixtures from genetic characters. Fish Bull. 99:151–167.

Pritchard PCH. 1976. Post-nesting movements of marine turtle. Cat Am Amphib Reptil. 238:1–4.

Pritchard PCH. 1996. Are the leatherback really threatened with extinction? Chelonian Conserv Biol. 2:303–306.

Rivalan P, Dutton PH, Baudrya E, Roden SE, Girondot M. 2006. Demographic scenario inferred from genetic data in leatherback turtles nesting in French Guiana and Suriname. Biol Conserv. 130:1–9.

Spotila JR, Dunham AE, Leslie AJ, Steyermark AC, Plotkin PT, Paladino FV. 1996. Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going extinct? Chelonian Conserv Biol. 2:209–222.

Spotila JR, Reina RD, Steyermark AC, Plotkin PT, Paladino FV. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. Nature. 405:529–530.

Thomé JCA, Baptistotte C, Moreira LMP, Scalfoni JT, Almeida AP, Rieth DB, Barata PCR. 2007. Nesting biology and consevation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espírito Santo, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. Chelonian Conserv Biol. 6:15–27.

Received June 5, 2007
Accepted December 13, 2007

Corresponding Editor: Hector Seuanez

nesting in Cyprus. Marine Ecology-Progress Series 227: 63-70.
MINAMIKAWA, S., Y. NAITO, & I. UCHIDA. 1997. Buoyancy control and diving behavior of the loggerhead turtle, *Caretta caretta*. Journal of Ethology 15: 109-118.
MINAMIKAWA, S., Y. NAITO, K. SATO, Y. MATSUZAWA, T. BANDO & W. SAKAMOTO. 2000. Maintenance of neutral buoyancy by depth selection in the loggerhead turtle *Caretta caretta*. Journal of Experimental Biology 203: 2967-2975.
RUBINOFF, I., J.B. GRAHAM & J. MOTTA. 1986. Diving of the sea snake *Pelamis platurus* in the Gulf of Panama I. Dive depth and duration. Marine Biology 91: 181-191.
SCHREER, J.F., K.M. KOVACS & J.R. O'HARA HINES. 2001. Comparative diving patterns of pinnipeds and seabirds. Ecological Monographs 71: 137-162
SPERLING, J.B. 2007. The behaviour and physiology of the gravid flatback turtle (*Natator depressus*). Ph.D. thesis. The University of Queensland, Australia.
SPERLING, J.B. & M.L. GUINEA. 2004. Harness for attachment of satellite transmitters on flatback turtles (*Natator depressus*). Marine Turtle Newsletter 103: 11-13.

A Case Report of Hook Ingestion and Expelling by a Green Turtle

Max Rondon Werneck, Bruno de Barros Giffoni, Carlos Eduardo Neves Consulim & Berenice G. Gallo
Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanásio nº 273, Itaguá,
Ubatuba, SP, Brazil CEP: 11680-000 (E-mail: max@tamar.org.br)

The coast of São Paulo state, in Brazil, is an important feeding area for juvenile green turtles, *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 (Gallo *et al* 2006). Sea turtles are frequently captured by the different types of fisheries occurring in this region (Bertozzi *et al.* 2002; Gallo *et al*. 2006). In January 2005, a green turtle was found by fishermen in the city of Guarujá (23.9946°S, 46.2571°W) and, taken to the Projeto TAMAR-ICMBio Sea Turtle Rehabilitation Centre in Ubatuba, São Paulo.

The turtle measured 51.5 cm curved carapace length, 47.0 cm curved carapace width and weighed 15 kg. A clinical exam showed that the animal was in good condition with no external wounds. However, a small piece of monofilament nylon line was extruding from the cloaca. A radiograph revealed the presence of two foreign bodies: a hook and a swivel (Figure 1). The hook was located in the right side of the coelomic cavity, above the hypoplastron and hyoplastron junction, in its distal portion. The swivel occupied the left side of the coelomic cavity, overlapping the lateral branches of the hyoplastron.

The radiographs indicated that both hook and swivel had passed through the upper parts of the gastrointestinal tract, making safe surgical removal difficult. As an alternative, we treated the turtle with metoclopramide (0.3 mg/kg IM) and mineral oil (2.5 ml/kg PO), to increase gastrointestinal tract motility (Walsh 1999). The treatment was stopped after one week when the hook and swivel were not expelled from the turtle. After 108 days of rehabilitation, another radiograph examination revealed that the hook was still on the right side of the coelomic cavity, but overlapping the hypoplastron. The swivel was more proximal relative to the first radiograph. Although we noted that the hook and swivel had moved, it was not possible to identify their exact locations in the digestive tract.

The turtle was kept in a solitary tank during its staying at the Rehabilitation Centre. Algae (*Ulva* spp. and *Pterocladiella* spp) were offered daily; however, the turtle started to eat the algae only from the second week of treatment onwards. After 191 days in the Rehabilitation Centre, the animal defecated the hook and swivel. The turtle was tagged with Inconel tags (style 681, National Band and Tag Company; numbers BR45198 and BR34758) and was released on 27 July 2005, at Itaguá beach, Ubatuba, São Paulo (23.4502°S, 45.0657°W).

The expelled line was 0.4 mm monofilament nylon, the swivel was #9 and the hook was model Marusseigo/ nº 18. This type of hook is often used by sport fishermen that target marimba (*Diplodus argenteus*) and salema (*Anisotremus virginicus*), among other species that live in association with the rocky shores where they feed on benthic fauna (Filho 1999). The rocky shore is the main substrate for algae growth in the region and algae are the main items in the green turtle's diet (Bjorndal 1997; Sazima & Sazima 1983). It is unknown if the turtle ingested the hook because it purposefully ingested the bait or because it incidentally swallowed the hook while foraging in the algae bank. The date the turtle was first hooked is unknown, but the minimum time that the hook and the swivel remained in the animal was 191 days. Aguilar *et al.* (1992) analyzed captive loggerheads that had incidentally swallowed longline hooks and found that the turtles expelled the hooks between 53 and 285 days post-capture.

Orós *et al*. (2004) suggested that a large part of the wounds found in the digestive tract in sea turtles is caused by ingestion of nylon monofilament and/or hooks. The authors considered these objects in the digestive tract as potentially fatal, especially because of the possibility that the hook may get stuck in the tract or wounds may form in the intestinal loops due to the nylon monofilament (linear foreign body syndrome). In addition, secondary infections caused by gram negative bacteria may also increase risk of mortality.

Calabuig (1999) recommended that all the animals sent to rehabilitation should be radiographed when it is believed that they have ingested foreign bodies such as hooks. Walsh (1999)

recommended the removal of hooks and other foreign bodies by traction, surgery or endoscopy. In the case reported here, removal by endoscopy was not chosen since the hook and swivel were deep in the gastrointestinal tract.

The types of lesions and the consequences suffered by turtles that ingest hooks may be directly linked to the size and shape of the hook as well as the size of the turtle. Sea turtles may expel swallowed hooks without surgical intervention, as reported here and in other studies (e.g. Aguilar *et al.* 1992). Nevertheless, this treatment may require that the animal remain in captivity for an extended period. Alternatively, surgical removal requires precise localization of the ingested hook in order to avoid accidental displacement of the artifacts to deeper areas in the digestive tract. Regardless, the presence of nylon lines exiting the mouth or cloaca of a turtle likely indicates the presence of a hook in the digestive tract, and a radiographic exam is highly recommended for a more precise diagnosis and localization of the hook in question.

Acknowledgements: Projeto TAMAR is affiliated with ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. We thank Ana Carolina Athem and Paula Baldassin for critical reading and suggestions for improving the manuscript.

AGUILAR, R., J.MAS, & X. PASTOR, 1992. Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the Western Mediterranean. In: Richardson, J.I. & T.H. Richardson (Comps.). Proceedings of the Twelfth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-361, pp. 1-6

BERTOZZI, C. P., A.N.E. ZERBINI & M. KATSURAGAWA. 2002. Capturas acidentais de tartarugas marinhas pela frota pesqueira artesanal da Praia Grande (SP). In: Livro de Resumos do Simpósio Brasileiro de Oceanografia. Instituto Oceanográfico da USP - IOUSP.

BJORNDAL, K.A. 1997. Foraging ecology and nutritional of sea turtles. In: Lutz, P.L. & J.A. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 199-231.

CALABUIG, P. 1999. Terapêutica e cirurgia em tortugas marinas. Atención de urgência a tortugas marinas accidentadas o enfermas. In: I Curso Nacional de Patologia de Reptiles. Lãs Palmas de Gran Canária 13-14 de noviembre 1999.

FILHO, A.C. 1999. Peixes: Costa Brasileira. Melro, São Paulo. 320pp.

GALLO, B.M.G., S. MACEDO, B.D. GIFFONI, J.H. BECKER & P.C.R. BARATA 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. Chelonian Conservation & Biology 5: 93-101.

ORÓS, J., P. CALABUIG & S. DÉNIZ. 2004. Digestive pathology of sea turtles stranded in the Canary Islands between 1993 and 2001. Veterinary Record 155: 169-174.

SAZIMA, I. & M. SAZIMA. 1983. Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral norte Paulista. Boletim do Instituto Oceanográfico 32: 199-203.

WALSH, M. 1999. Rehabilitation of sea turtles. In: Eckert, K.L., K.A. Bjornal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnely (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4. pp. 202-207.

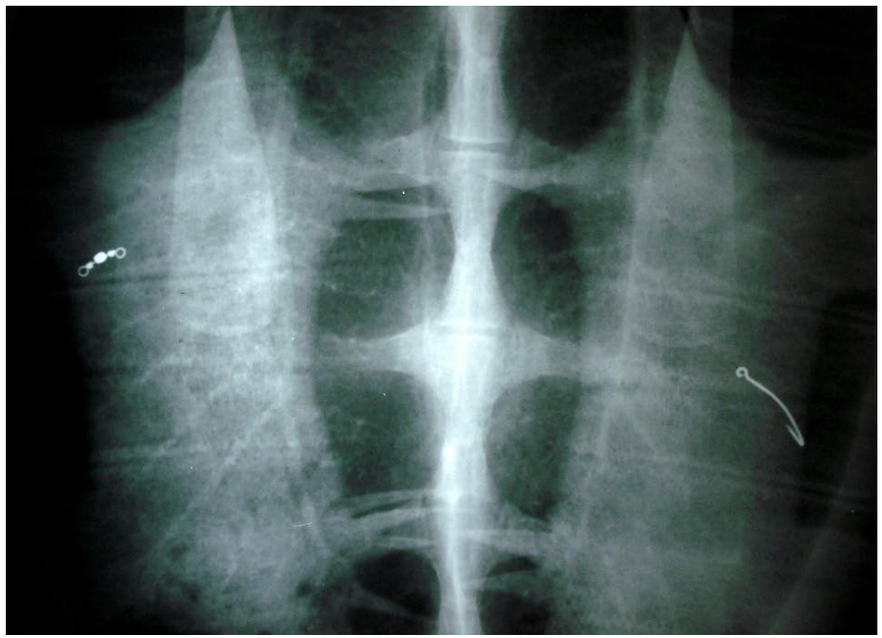


Figure 1. Radiograph D/V of a juvenile green turtle that had been caught on a fishing line. Note the distance between the hook and swivel associated with the line.

Journal of the Marine Biological Association (UK) 85:257-261.
MIRANDA, L. & R.A. MORENO. 2002. Epibiontes de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) (Reptilia: Testudinata: Cheloniidae) en la región centro sur de Chile. Revista de Biologia Marina y Oceanografia 37:145-146.
MONROE, R. & C.J. LIMPUS. 1979. Barnacles on turtles in Queensland waters with descriptions of three new species. Memoirs of the Queensland Museum 19: 197-223.
NAGAOKA, S.M., A.C.V. BONDIOLI & E.L.A. MONTEIRO-FILHO. 2005. Captura incidental de tartarugas marinhas em cercos-fixos, arte de pesca artesanal, no Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape/Cananéia, litoral sul de São Paulo. In: II Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas do Atlântico Sul Ocidental, 2005, Rio Grande.
PEREIRA, S.P., E.H.S.M. LIMA, L. ERNESTO, H. MATHEWS & A. VENTURA. 2006. Epibionts associated with *Chelonia mydas* from northern Brazil. Marine Turtle Newsletter 111:17-18.
SCHLENZ, E. 1999. Hirudinea. In: Alvaro E. Migotto; Claudio G. Tiago. (Org.). Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX, 3: invertebrados marinhos. São Paulo: FAPESP, v. 1, p. 183-184.
VIVALDO, S.G., D.O. SARABIA, C.P. SALAZAR, A.G. HERNANDEZ & J.R. LEZAMA. 2006. Identification of parasites and epibionts in the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) that arrived to the beaches of Michoacan and Oaxaca, Mexico. Veterinaria México 37: 431-440.
YOUNG, P.S. 1990. Lepadomorph cirripeds from the Brazilian cost. I – families Lepadidae, Poecilasmatidae and Heteralepadidae. Bulletin of Marine Science 47:641-655.

Analysis of a Live Stranded Leatherback, *Dermochelys coriacea*, in Brazil

Max R. Werneck[1], Gustavo H.P. Dutra[2] & Berenice M.G. Gallo[1]
[1]Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanazio da Silva n.º 273, Bairro Itagua, Ubatuba, São Paulo, 11680-000 Brazil (E-mail: max@tamar.org.br); [2]Aquário Municipal de Santos, Avenida Bartolomeu de Gusmão s/n.º, Ponta da Praia, Santos, São Paulo, 11035-500 Brazil (E-mail: dutra@kingnet.com.br)

Although leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) regularly occur along the Brazilian coast (Barata *et al.* 2006; Lima *et al.* 2007), few of these animals have been examined by veterinarians. On 16 November 2007, a live leatherback (*Dermochelys coriacea)* was found stranded in Jardim Alice beach, Praia Grande county, south shore of the state of Sao Paulo (24.0536°S, 46.5311°W). The turtle measured 137 cm curved carapace length (CCL) and 100 cm curved carapace width, with a mass of 330 kg. The turtle had no visible tags or tag scars (no scanner was available to check for subcutaneous PIT tags), and the turtle exhibited injuries on its flippers and was transferred to the Santos Aquarium for evaluation and veterinarian care.

Closer inspection revealed that the leatherback had a deep ulcerative injury on the front left flipper near the shoulder joint, and the entire limb was swollen. No other visible anomalies were observed. The turtle was kept in a 4000 liter pool with 3 water changes/day. The turtle was given prophylactic antibiotic injections (IM) of benzathine penicillin, dose = 10000 UI/kg, every 24 hours for 3 days. The injured area was also abraded daily and treated with Alantol® (active ingredients: allantoin, chlorohexidine, zinc oxide, and citronella). Within the first 24 hours of stranding, blood was collected from the interdigital blood vessel of the rear flipper (Wallace & George 2007), and stored in sodium heparin tubes for hemogram analyses and a dry tube for biochemistry. The biochemistry serum was analysed in a Bioplus 200 S® with the use of a commercially available kit (Labtest Diagnostic®). The hemogram was made by manual counting in the Newbauer chamber with Natt & Herrick satin (Tables 1 and 2).

After two days into the treatment pool, fresh abrasions were observed near the nostrils, edges of the front flippers, and along the sides of the carapace, caused by the turtle bumping against the pool walls. It was decided to release the turtle as soon as possible, to avoid further injury in the pool, and antibiotic treatment was stopped after the third injection.

Prior to release, the leatherback was tagged using Inconel flipper tags (National Band and Tag Co., USA, model 681) numbered BR 52752 and BR 52751, placed on the rear flippers (Eckert & Beggs 2007). The turtle was released 20 November 2007, on the water near "Lage de Santos" (24.1110ºS, 46.3269ºW); the turtle was observed at the surface for a short period, subsequently diving out of sight.

We suspect that the flipper injury was caused by entanglement with fishing line or some other gear. Injuries caused by interactions with fishing gear have been reported previously in stranded leatherbacks in Brazil (Lima et al. 2007) as well as other marine turtle species elsewhere (e.g. Calabuig 1999). In the present case, the prognosis for recovery from the limb injury was favorable.

In terms of hematology, this individual turtle appeared to be within the normal range reported for leatherbacks from Gabon (Deem et al. 2006), except for higher heterophil levels (Table 1), possibly related to the injury observed on the flipper. There were no major differences observed in the blood biochemistry results of this stranded turtle compared to the nesting turtles in Gabon (Table 2). However, more blood chemistry work on leatherback turtles in Brazil is needed to develop baseline values.

We suspect that this individual was a female, because its tail did not extend beyond the carapace. Although Stewart et al. (2007) reported various cases of adult leatherback females with CCL <145 cm, we could not determine conclusively if this individual was a mature female.

The tank-related injuries observed on this turtle's head, flippers and carapace are apparently common for leatherbacks kept in captivity (Jones et al. 2000), and present a challenge to treatment

	This note	Deem et al. (2006)
RBC (X106)	0.34	0.17-0.78
Hemogb (g/dl)	11.6	-
PCV (%)	38	28-56
MCV (fL)	1,101	-
MCHC (g/dl)	30.52	-
WBC (x 103/µl)	9.5	1.5 - 14.6
Heterophils (x 103/µl)	7.88	0.0 - 5.1
Lymphocytes (x 103/µl)	1.14	0.0 - 3.3
Monocytes (x 103/µl)	0.19	0 - 0.8
Eosinophils (x 103/µl)	0.28	0 - 0.5

Table 1. Hemogram values from a stranded Dermochelys coriacea found in Sao Paulo, Brazil. RBC = red blood cells, PCV = packed cell volume, MCV = mean corpuscular volume, MCHC = mean corpuscular hemoglobin concentration, WBC = white blood cells

	This note	Deem et al. (2006)
AST (U/L)	151	159 ± 49 (94-234)
Uric acid (mg/dL)	1.1	11.9 ± 0.0 (11.9)
CK (U/L)	607	1,228 ± 2,390 (20-7,086)
TP (g/dL)	3.8	4.6 ± 1.0 (3.2-6.0)
Albumin (g/dL)	1.7	1.81 ± 0.37 (1.07-2.39)
Glucose (mg/dL)	95	78 ± 13 (55-92)

Table 2. Blood biochemistry values for a live leatherback found in Sao Paulo, Brazil. AST = aspartate aminotransferase, CK = creatine kinase, TP = total protein. Data from Deem et al. 2006 are presented as mean ± SD and range in parentheses.

of injured leatherbacks. Tethering the animal and/or lining the tank with soft material may help reduce tank-related injuries. Interestingly, we observed reduced swimming activity of the leatherback during night hours. Perhaps alteration of the light:dark cycle, in favor of more dark hours, may help reduce the likelihood of tank-related injuries.

Acknowledgments: Projeto TAMAR is affiliated with ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. The authors are indebted to Antonio Mauro Corrêa, for helping collecting the samples. The authors thank Bruno de Barros Giffoni, Paula Baldassin, Paulo Roberto Fleury and Matthew Godfrey for critical reading and suggestions to improve the manuscript.

BARATA, P.C.R., E.H.S.M. LIMA, M. BORGES-MARTINS, J.T. SCALFONI, C. BELLINI & S. SICILIANO. 2004. Records of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian coast, 1969-2001. Journal of the Marine Biological Association UK 84: 1233-1240.

CALABUIG, P. 1999. Terapêutica e cirurgia em tortugas marinas. Atención de urgência a tortugas marinas accidentadas o enfermas. In: I Curso Nacional de Patologia de Reptiles. Lãs Palmas de Gran Canária 13-14 de Noviembre 1999.

DEEM, S.L., E.S. DIRENFELD, G.P. SOUNGUET, A.R. ALLEMAN, C. CRAY, R.H. POPPENGA, T.M. NORTON & W. KARESH. 2006. Blood values in free-ranging nesting leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) on the coast of the Republic of Gabon. Journal of Zoo and Wildlife Medicine 37: 464-471.

ECKERT, K.L. & J. BEGGS. 2006. Marine turtle tagging: A manual of recommended Practices. WIDECAST Technical Report No. 2. Revised Edition. Beaufort, North Carolina. 40pp.

JONES, T.T., M. SALMON, J. WYNEKEN & C. JOHNSON. 2000. Crianza de neonatos de tortuga laúd: protocolos, crescimiento y supervivência. Noticiero de Tortugas Marinas 90: 3-6.

LIMA, E.H.S.M., M.T.D. MELO & M.H. GODFREY. 2007. Incidental capture of a leatherback along the coast of Ceara, Brazil. Marine Turtle Newsletter 117:11.

STEWART, K., C. JOHNSON & M.H. GODFREY. 2007. The minimum size of leatherbacks at reproductive maturity, with a review of sizes for nesting females from the Indian, Atlantic and Pacific Ocean Basins. Herpentological Journal 17: 123-128.

WALLACE, B.P. & R.H. GEORGE. 2007. Alternative techniques for obtaining blood samples from leatherback turtles. Chelonian Conservation and Biology 6: 147-49.

PANAMJAS
Pan-American Journal of Aquatic Sciences

Gastrointestinal helminth parasites of Loggerhead turtle *Caretta caretta* Linnaeus 1758 (Testudines, Cheloniidae) in Brazil

MAX RONDON WERNECK[1], CAMILA MARTOS THOMAZINI[2], EDUARDO SHIGUERU MORI[2], VERÔNICA THEREZA GONÇALVES[2], BERENICE MARIA GOMES GALLO[1] & REINALDO JOSÉ DA SILVA[2]

[1]✉ *Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanazio da Silva n.º 273, Bairro Itagua, Ubatuba, São Paulo, Brazil 11680-000, Tel +55-12 3832-6202, Fax +55-12- 3832-7014*
E-mail: max@tamar.org.br
[2] *Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brazil, 18618-000, Tel. +55-14-38116239, Fax +55-14-38153744, e-mail: reinaldo@ibb.unesp.br*

Abstract. Twelve juvenile specimens of *Caretta caretta* were examined and results showed five of them (41.7%) were parasitized by helminthes species, as: *Sulcascaris sulcata*, *Kathlania leptura*, *Orchidasma amphiorchis*, *Pyelosomum renicapite*, and *Calycodes anthos*.

Key words: Sea Turtles, nematodes, trematodes.

Resumo: Helmintos gastrointestinais parasitas de tartarugas cabeçudas *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 (Testudines, Chelonidae) no Brasil. Doze indivíduos juvenis de *Caretta caretta* foram estudados e cinco (41,7%) encontravam-se parasitados por helmintos das espécies *Sulcascaris sulcata*, *Kathlania leptura*, *Orchidasma amphiorchis, Pyelosomum renicapite* e *Calycodes anthos*.

Palavras-chave: Tartarugas marinhas, nematódeos, trematódeos.

Studies on the helminth fauna of sea turtles have been conducted in many countries. However, there are few reports on the occurrence of chelonian helminthes in Brazil and *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 was the major studied species (Travassos *et al*. 1969, Vicente *et al*. 1993).

The aim of the present study is to report the gastrointestinal helminths of twelve specimens of *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 donated to the TAMAR-ICMBio Project Marine Sea Turtle Rehabilitation Center (MTRC) during 2003 and 2007. Five *C. caretta* specimens were found dead by pelagic longline fishing commercial fleet workers and were frozen stored until sent to MTRC. The other seven specimens were collected on the North Coast of São Paulo State, Brazil.

The specimens were necropsied and their digestive tracts collected. Samples from the esophagus, stomach, small and large intestine were collected and then analyzed under stereomicroscope. The collected trematodes were fixed with AFA (Alcohol-Formalin-Acetic Acid) solution under cover slip pressure and stained with carmine. The nematodes were fixed with hot (65°C) AFA solution and clarified with lactofenol. The voucher helminthes were deposited at the Helminthological Collection of the Instituto de Biociências (CHIBB) of the Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo State, Brazil. Morphological and morphometrical analyses were performed using the Qwin Lite 3.1 computerized system (Leica, Germany). Prevalence, mean intensity of infection and abundance were calculated according to Bush *et al*. (1997).

Five (41.7%) *C. caretta* specimens (mean curvature carapace = 71,3 ± 21,5 cm) were parasitized by helminth. Trematodes were found in 4 (80%) animals while nematodes in 3 (60%). Two (40%) hosts presented concomitant infection by trematodes and nematodes.

Three digenetic trematode species, *Orchidasma amphiorchis* (Braun 1899) Looss, 1900, *Pyelosomum renicapite* (Leidy, 1856) Ruiz, 1946 and *Calycodes anthos* (Braun, 1899) Looss, 1901,

and two nematode species, *Sulcascaris sulcata* (Rudolphi, 1819) and *Kathlania leptura* (Rudolphi 1819) Travassos 1918, were identified.

Orchidasma amphiorchis was the most prevalent species, followed by *S. sulcata* and *K. leptura*. The latter presented the highest mean infection intensity. Mean abundance was highest in *O. amphiorchis* (Table I).

Orchidasma amphiorchis has been reported in *C. mydas* in Mexico (Caballero 1962) and Brazil (Travassos *et al*. 1969). Yamaguti (1971) reported the occurrence of this helminth in *C. mydas*, *Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1758, and *C. caretta* in Florida, the Gulf of Mexico; Oaxaca, Japan and Brazil. Infection by *O. amphiorchis* has also been observed in *C. caretta* in Australia (Blair & Limpus 1982), Italy (Manfredi *et al*. 1998), and the Mediterranean Sea (Badillo 2007).

Mohan (1970) found *P. renicapite* infecting a specimen of *Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761 in the Indian Ocean. This parasite was later reported in the same species in Canada (Threlfall 1979), France (Almor *et al*. 1989), Porto Rico (Dyer *et al*. 1995), and Italy (Manfredi *et al*. 1996).

Aznar *et al*. (1998) reported the occurrence of *C. anthos* parasitizing *C. caretta* in the western Mediterranean, while Manfredi *et al.* (1998) observed a prevalence of 14.3% for this parasite in the same species in Italy. Its occurrence was also observed in *C. mydas* in Panama (Caballero *et al*. 1955) and *D. coriacea* in Canada (Threlfall 1979).

The only trematode species reported in *C. caretta* in Brazil is *Rhytidodes gelatinosus* (Rudolphi, 1819) Looss, 1901 (Travassos *et al*. 1969). The present study is the first report on the occurrence of *O. amphiorchis. P. renicapite* and *C. anthos* parasitizing this chelonian species in Brazil and contributes to the knowledge of geographical distribution of trematode parasites of sea turtle.

Sulcascaris sulcata has been extensively reviewed by Sprent (1977), who demonstrated that this nematode species has only been reported in *C. caretta* and *C. mydas* from the Mediteranean Sea and Western Pacific populations. Subsequent studies have demonstrated the occurrence of the parasite in *C. caretta* in Australia (Lester *et al*. 1980, Berry & Cannon 1981) and Uruguay (Lent & Freitas 1948). In Brazil, however, it has only been observed in *C. mydas* (Freitas & Lent 1946, Vicente *et al*. 1993).

Kathlania leptura was originally described by Rudolphi (1819) from a specimen of *C. mydas*. Reported hosts and distribution pattern for this nematode are: *C. mydas* in Sri Lanka, Mauritania, and Brazil (Lane 1914, Travassos 1918); *C. caretta* in Sri Lanka, Brazil, Egypt, Western Australia, the Mediterranean and Ossabaw Island, Georgia, U.S.A. (Baylis 1923, Inglis 1957, Sey 1977, Lester *et al*. 1980, Khalil 1998, Bursey *et al*. 2006, Badillo 2007); and *Lepidochelys olivacea* Eschscholtz, 1829 in Zanzibar (Brooks & Frazier 1980). However, contradictory data concerning the occurrence of this parasite in *C. caretta* can be found in the literature. While Bursey *et al*. (2006) cited this chelonian as host for *K. leptura*, a revision on nematode parasites found in reptiles in Brazil (Vicente *et al*. 1993) reported only *C. mydas* as host for this nematode. The present study confirms the occurrence of *K. leptura* in *C. caretta*, as previously cited by Bursey *et al*. (2006).

Few studies on the gastrointestinal helminth community of *C. caretta* have been reported and all were conducted with sea turtles from the Mediterranean Sea (Manfredi *et al*. 1998, Aznar *et al*. 1998, Badillo 2007). Prevalence (P), mean

Table I. Prevalence, mean abundance and intensity of infection in Loggerhead Turtle, *Caretta caretta* (Testudines, Cheloniidae), from Ubatuba, State of São Paulo, Brazil.

Species	Collection number (CHIBB)	Total number of parasites	Number of infected hosts	Prevalence (%)	Mean abundance	Intensity of infection		Infection site
						Mean	Range	
Trematoda								
Orchidasma amphiorchis	1383, 1387, 2531, 2598, 2599	650	4	33.3	54.16 ± 35.82	162.5 ± 90.61	1 – 335	SI
Pyelosomum renicapite	1384	12	1	8.3	1	12	-	LI
Calycodes anthos	2530	1	1	8.3	0.08	1	-	LI
Nematoda								
Sulcascaris sulcata	1385, 1386, 2597	33	2	16.6	2,75 ± 1.94	16.5 ± 1.5	15 – 18	ES, SI
Kathlania leptura	1388, 2600	457	2	16.6	38.0 ± 33.7	228.5 ± 177.5	51 – 406	LI

Legend: ES – esophagus, SI – small intestine, LI – large intestine.

abundance (MA) and intensity of infection (II) were highly variable in these studies. The ecological data reported by Aznar *et al*. (1998) (P=46; MA=8.7; II=9) and Badillo (2007) (P=45.9; MA=9.65; II=20.95) for *C. anthos* were higher than that observed in the present study. A higher ecological data were similarly observed for *S. sulcata* by Manfredi *et al*. (1998) (P=71.4; MA=17.8). On the other hand, for *O. amphiorchis,* the data found by Manfredi *et al*. (1998) (P=21.4; MA=3.1), Badillo (2007) (P=2.3; MA=0.02; II=1) was lower than that were here reported. This was also observed for *K. leptura* by Badillo (2007) (P=2.3; MA=0.02; II=1)

These data suggest that the interaction host-parasite is a complex relationship which involves many variables, including environmental, ontogenetic, feeding habit, ethological and geographical factors. Furthermore, the present study was performed with a smaller sample than other studies (Manfredi *et al*. 1998, Aznar *et al*. 1998, Badillo 2007). However, this sampling includes all *C. caretta* specimens found dead in the region of Ubatuba between 2003 and 2007 the data presented contribute to the knowledge on marine chelonian helminth fauna and their geographical distribution.

Acknowledgments

Projeto TAMAR is affiliated with ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. We would like to thank the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (Proc. 07/59504-7) for financial support. The authors wish to express their thanks to Paula Baldassin, Cecília Baptistotte and Ricardo Nouailhetas Simon for critical reading and suggestions to improve the manuscript, and Bruno de Barros Giffoni (TAMAR-ICMBio), ITAFISH fishing enterprise and the crew of the Oceano Brasil boat.

References

Almor, P., Raga, J. A., Abril, E., Balbuena, J. A. & Duguy, R. 1989. Parasitisme de la tortue luth, *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766) dans les eaux europeennes par *Pyelosomum renicapite* (Leidy, 1856). **Vie Milieu,** 39: 57-59.

Aznar, F. J., Badillo, F. J., & Raga J. A. 1998. Gastrointestinal helminths of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean: constraints on community structure. **Journal of Parasitology**, 84: 474-479.

Badillo, F. J. 2007 Epizoítos y parásitos de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo Occidental. **Phd Thesis**. Universitat de València, Valencia, Espanha, 262 p.

Baylis, H. A. 1923. Report on a collection of parasitic nematodes, mainly from Egypt. Part. I. Ascaridae and Heterakidae. **Physiology**, 15: 1-13.

Berry, G. N. & Cannon, L. R. G. 1981. The life history of *Sulcascaris sulcata* (Nematoda: Ascaridoidea), a parasite of marine mollusks and Turtles. **Internation Journal for Parasitology**, 11: 43-54.

Blair, D. & Limpus, C. J. 1982. Some digeneas (Platyhelminthes) parasitic in the Loggerhead Turtle, *Caretta caretta* (L.), in Australia. **Australian Journal of Zoology**, 30: 653-680.

Brooks, D. R. & Frazier, J. 1980. New host and locality for *Kathlania leptura* (Rudolphi) (Nematoda: Oxyurata: Kathlanidae). **Proceedings of the Helminthological Society of Washington**, 47(2): 267-268.

Bush, A. O., Lafferty, K. D., Lotz, J. M. & Shostak, A. W. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al*. revisited. **Journal of Parasitology**, 83: 575-583

Bursey, C.R., Richardson, K. E., Richardson, D. J. 2006. First North American records of *Katlania leptura* and *Tonaudia tonaudia* (Nematoda: Kathlanidae), parasites of marine turtles. **Comparative Parasitology**, 73(1): 134-135.

Caballero, E. C. 1962. Trematodos de las tortugas de Mexico, X. Presencia de *Orchidasma amphiorchis* (Braun, 1899) Los, 1900 en una tortuga marina, *Chelone mydas* de las costas del estado de Tamaulipas, Mexico. **Anales del Instituto de Biologia / Universidad Nacional Autonoma de Mexico**, 28: 47-55.

Caballero, E. Y. C., Zerecero, M. C. D. & Grocott, R. G. 1955. Helmintos de la Republica de Panama. XV trematodos de *Chelone mydas* (L.), Tortuga marina comestible de Oceano pacifico del Norte. 2º parte. **Anales del Instituto de Biologia / Universidad Nacional Autonoma de Mexico**, 26: 149-190

Dyer, W. G., Williams, E. H. & Bunkley-Williams, L. 1995. Digenea of the green turtle (*Chelonia mydas*) and the Leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) from Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, 31: 269-273.

Freitas, J. F. T. & Lent, H. 1946. "*Porrocaecum sulcatum*" (Rudolphi, 1819). **Revista Brasileira de Biologia**, 6: 235-238.

Inglis, W. G. 1957. A revision of the nematodes

genera *Kathlania* and *Tonaudia*. **Annals and Magazine of Natural History**, 10: 789-800.

Khalil, A. I. 1998. Redescription of nematode *Kathlania leptura* (Rudolphi, 1819) Travassos, 1918 (Ascarideida, Kathlaniidae). **Journal of Egyption German Society of Zooology,** 26: 147-157.

Lane, C. 1914. Suckered round-worms from India and Ceylon. **Indian Journal of Medical Reserch**, 2: 655-669.

Lent, H. & Freitas, J. F. T. 1948. Uma coleção de nematódeos, parasitos de vertebrados do Museu de História natural de Montevidéu. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz,** 46: 1- 71.

Lester, R. J. G., Blair, D., Heald, D. 1980. Nematodes from scallops and turtles from Shark Bay, Western Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 31: 713-717.

Manfredi, M. T., Piccolo, G., Prato, F. & Loria, G. R. 1996. Parasites in Italian sea turtles. I.The leatherback turtle *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766). **Parassitologia,** 38: 581-583.

Manfredi, M. T., Piccolo G. & Meotti C. 1998. Parasites of Italian sea turtles. II. Loggerhead turtles (*Caretta caretta* [Linnaeus, 1758]). **Parassitologia**, 40: 305-308.

Mohan, R. S. L. 1970. Ocurrence of the digenetic trematode *Astorchis renicapite* (Leidy) (family: Pronocephalidae) in the Leathery Turtle *Dermochelys coriacea* (Linné) from the Indian Ocean. **Journal of the Bombay Natural History Society**, 68: 489-490.

Rudolphi, C. A. 1819. **Entozoorum synopsis cui accedunt mantissa duplex et indices locupletissimi**. Berolini, Rücker. 811p.

Sey, O. 1977. Examination of helminth parasites of marine turtles caught along he Egyptian coast. **Acta Zoologica Academiae Scientarum Hungaricae**, 23: 387-394.

Sprent, J. F. A. 1977. Ascaridoid nematodes of amphibians and reptiles: *Sulcascaris*. **Journal of Helminthology**, 51:379-387.

Threlfall, W. 1979. Three species of Digenea from the atlantic leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). **Canadian Journal of Zoology**, 57: 1825-1829.

Travassos, L. 1918. Informações sobre a família Kathlanidae, n.nom. **Revista da Sociedade Brasileira de Sciencias**, 2: 83-88.

Travassos, L., Freitas, J. F. T. & Kohn, A. 1969. Trematódeos do Brasil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 67: 1-886.

Vicente, J. J., Rodrigues, H. O., Gomes D. C. & Pinto R. M. 1993. Nematóides do Brasil. III. Nematóides de répteis. **Revista Brasileira de Zoologia**, 10: 19-168.

Yamaguti, S. 1971. **Synopsis of Digenetic Trematodes of Vertebrates**. Keigaku Publishing Co., Tokyo, 1074 p.

Received December 2007
Accepted September 2008
Published online November 2008

First report of *Monticellius indicum* Mehra, 1939 (Digenea: Spirorchiidae) infecting *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines: Chelonidae) from Brazil

Werneck, MR.[a]**, Gallo, BMG.*[a] *and da Silva, RJ.*[b]

[a]Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanázio da Silva, 273, Itaguá, CEP 11680-000, Ubatuba, SP, Brazil

[b]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – UNESP, Distrito de Rubião Júnior, s/n, CEP: 18618-000 Botucatu, SP, Brazil

*e-mail: max@tamar.org.br

Received February 18, 2008 – Accepted April 11, 2008 – Distributed May 31, 2008

(With 1 figure)

The family Spirorchiidae includes trematodes of freshwater and marine chelonian blood vessels. Up to now, *Learedius learedi* Price, 1934 has been the only species of this family described in Brazil (Werneck et al., 2006). The present study reports for the first time the occurrence of *Monticellius indicum* Mehra, 1939 in Brazilian waters.

Specimens of *M. indicum* were collected from the heart of two young *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 found in Ubatuba, on the North Coastline region of São Paulo State, Brazil. One turtle was found in June, 2006 on Lázaro beach (23° 30' 11,76" S and 45° 08' 8,76" W), had 40.0 cm curved carapace length and weighed 5.5 kg. The other was found on Flamengo beach (23° 30' 46,74" S and 45° 06' 38,44" W) in June, 2007, had 40.0 cm curved carapace length and weighed 6.0 kg. The firs turtle was found floating near the coast and died at the Tamar-ICMBio Project Marine Sea Turtles Rehabilitation Center and the other turtle was found dead after contact with a fishing net.

The circulatory system was examined according to the method described by Snyder and Clopton (2005) and modified by Werneck et al. (2006). The helminths (n = 3) were fixed in AFA (Alcohol-Formalin-Acetic Acid) solution, stained with chloridric carmine and analyzed on a computerized system for image analysis (QWin Lite 3.1 – Leica). Morphometrical values (in micrometres) are shown as mean and range (minimum – maximum). The helminths were deposited in the Helminthological Collection of the Biosciences Institute, Unesp, Botucatu (CHIBB, numbers 2008 and 2528).

Between 2005 and 2008, 239 *C. mydas* specimens were necropsied at the Tamar-ICMBio Project Marine Sea Turtles Rehabilitation Center and *M. indicum* was found in only two hosts (prevalence = 0.83%).

The main characteristics of the *M. indicum* (Figure 1) specimens were as follows: small, narrow and elongated body, 4535.7 (3666-5646.6) long by 390.1 (358.7-432.7) width; oral sucker terminal, 132.2 (86.3-185.4) long by 172.5 (144.5-194.7) width; esophagus 418.8 (338-513.1) long by 70.8 (36.3-94.4) width; ventral sucker placed between caecal bifurcation and testis, 239.3 (164-318.4) long by 165.1 (131-194.4) width; five testis in the middle of the body, 179.8 (110.9-227) long by 187.5 (134.7-276.1) width; cirrus pouch is long and narrow, 713.4 (517.8-868.8) long by 76.4 (66.8-94.1) width; ovary lobed and large, 474.3 (450-517.7) long by 162.8 (122.8-220.9); vitellaria composed of small follicles, spread from caecal bifurcation to posterior region of the ovary, intra and extracecal, except in the pre-testicular region, where it is just intercecal; eggs were not observed.

Parasite morphological data were similar to the original description of the species except for body length and esophagus length and width. In our study, these measurements were higher than those cited by Mehra (1939). That author studied only one specimen, whereas three helminths were analyzed in the present study. These results are important for the knowledge of the morphometrical variation of the species.

Only two reports on *M. indicum* are available in the literature. Mehra (1939) described the species infecting one specimen of *C. mydas* from India. Later, Santoro et al. (2006) reported a prevalence of 12.5% of this para-



Figure 1. *Monticellius indicum* Mehra, 1939 (Digenea: Spirorchiidae) specimen collected from a *Chelonia mydas* Linnaeus, 1758 (Testudines: Chelonidae) on the Brazilian coast. (bar = 0.5 mm).

2008 1 2

site in 40 adult females of *C. mydas* from Costa Rica, with an infection intensity of 1.6 ± 0.6 parasites. These results show that *M. indicum* is rarely reported in chelonians and that its prevalence seems to be usually low, as observed in the present study.

This is the first report of *M. indicum* in sea turtles on the Brazilian coast representing important information on the helminth fauna of *C. mydas*.

Acknowledgments — Projeto TAMAR is affiliated to ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. We would like to thank the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (Proc. 07/59504-7) for the financial support. The authors wish to express their thanks to Paula Baldassin, Cecília Baptistotte and Verônica Gama for critical reading and suggestions to improve the manuscript.

References

MEHRA, HR., 1939. New blood flukes of the family Spirorchiidae Stunkard (Trematoda) from the marine turtle *Chelone mydas* of the Arabian Sea with observations on the synonymity of certain genera and classification of the family. *Proc. Natl. Acad. Sci. India*, vol. 9, no. 4, p. 155-167.

SANTORO, M., GREINER, EC., MORALES, JA. and RODRÍGUEZ-ORTÍZ, B., 2006. Digenetic trematode community in nesting green sea turtles (*Chelonia mydas*) from Tortuguero Nacional Park, Costa Rica. J. Parasitol., vol. 92, no. 6, p. 1202-1206.

SNYDER, S. and CLOPTON, R., 2005. New methods for the collection and preservation of spirorchiid trematodes and Polystomatid manogeneus from turtles. *Comp. Parasitol.*, vol. 72, no. 1, p. 102-107.

WERNECK, MR., BECKER, JH., GALLO, BG. and SILVA, R.J., 2006. *Learedius learedi* Price 1934 (Digenea, Spirorchiidae) in *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) in Brazil: case report. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec*., vol. 58, no. 4, p. 550-555.

Arq. Bras. Med. Vet. Zootec., v.60, n.3, p.663-666, 2008

Spirorchiids (Digenea: Spirorchiidae) infecting a Hawksbill sea turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1758) from Brazil

[*Spirorchiids (Digenea: Spirorchiidae) infectando uma tartaruga marinha de pente* Eretmochelys imbricata *(Linnaeus 1758) no Brasil*]

M.R. *Werneck*[1], B.M.G. *Gallo*[1], R.J. *Silva*[2]

[1]Fundação Pró-Tamar
Rua Antônio Athanazio, 273
11680-000 – Ubatuba, SP
[2]Departamento de Parasitologia - IB-UNESP – Botucatu, SP

ABSTRACT

The occurrence of *Amphiorchis caborojoensis* Fischthal & Acholonu 1976 and *Carettacola stunkardi* Martin & Bamberger 1952 in a young specimen of Hawksbill sea turtle *Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1758 in Brazil was reported. Five *A. caborojoensis* trematodes were found in the small intestine (n=2) and liver (n=3), and two adult *C. stunkardi* specimens were collected from body wash. This is the first report of parasites of *E. imbricata* in Brazilian waters and Southwestern Atlantic Ocean and the second report of members of the Spirorchiidae family in that region. In addition, *E. imbricata* is a new host recorded for *C. stunkardi*.

Keywords: sea turtle, helminth infection, *Amphiorchis caborojoensis, Carettacola stunkardi*

RESUMO

Relata-se a ocorrência de Amphiorchis caborojoensis *Fischthal & Acholonu 1976 e* Carettacola stunkardi *Martin e Bamberger 1952, em um exemplar juvenil de tartaruga marinha de pente* Eretmochelys imbricata *Linnaeus 1758 no Brasil. Foram coletados cinco trematódeos da espécie* A. caborojoensis*, dois no intestino delgado e três no fígado e dois exemplares adultos de* C. stunkardi *no lavado corporal. Destes apenas a espécie* A. caborojoensis *já tinha sido relatada como parasita dessa espécie de quelônio marinho. Esta é a primeira descrição de parasitas em* E. imbricata *em águas brasileiras e na área do Atlântico Sul Ocidental, e o segundo relato de membros da família Spirorchiidae na mesma região.*

Palavras-chave: tartaruga marinha, helmintofauna, Amphiorchis caborojoensis, Carettacola stunkardi

INTRODUCTION

Ten of the 19 genera of the family Spirorchiidae Stunkard 1921 include trematodes of sea turtles (Platt, 2002). Most of them were found in *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 and *Caretta caretta* Linnaeus 1758.

Few reports about helminth infection in *Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1758 have been published. Only seven trematode species of the family Spirorchiidae, including the genera *Amphiorchis* Price 1933, *Hapalotrema* Looss 1899, and *Learedius* Price 1934, were reported in *E. imbricata*, all from the Pacific, Indian and North Atlantic Oceans (Smith, 1997). The only species of the Spirorchidae family observed in the Brazilian coast was *L. learedi* Price 1934, found in *C. mydas* (Werneck et al., 2006). No parasites have been reported in *E. imbricata* in this same region (Travassos et al., 1969). In this work, the occurrence of Spirorchids specimens in a young *E. imbricata* was reported in Brazil.

Recebido em 20 de junho de 2007
Aceito em 31 de março de 2008
E-mail: max@tamar.org.br

CASE DESCRIPTION

In October 2005, the Center for Rehabilitation of Sea Turtles of the TAMAR-ICMBio project received a turtle of the species *E. imbricata* from Ubatuba region, North of São Paulo State, Brazil. The specimen was 43cm carpace length and weighed 7.5kg.

Necropsy was performed according to Wyneken (2001). The celomatic cavity was opened, the gastrointestinal tract was separately analyzed (esophagus, stomach, small intestine, and large intestine), and heart, spleen, liver, mesenterium, lungs, kidneys, and "body wash" were collected and processed as reported by Werneck et al. (2006). Examination showed that the animal was a young female, with lung lesions (lung emphysema and edema) suggestive of drowning. Several 1-2mm diameter dark brown nodules were observed in the mesenterium, pancreas, salt gland, and serosal surface of the small intestine.

The helminths were fixed in AFA solution, stained with chloridric carmine and analyzed by image analysis computer system[1]. Morphometrical values (in micrometers) are shown as mean and range (minimum and maximum values). After identification, the specimens were deposited in the Coleção Helmintológica do Instituto de Biociências, Unesp, Botucatu, São Paulo State, Brazil.

RESULTS AND DISCUSSION

After the parasitological examination, the following helminthes were identified:
Trematoda - Family: Spirorchiidae Stunkard 1921

1. *Amphiorchis caborojoensis* Fischthal & Acholonu 1976
Host: *Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1758
Locality and collection date: Ubatuba city, Cedro beach (23° 27` 30,4``S; 45° 01' 47``W), North Coast of São Paulo State, Brazil, on October 1st, 2005;
Sites of infection: small intestine (n=2) and liver (n=3);
Intensity of infection: One host with five specimens;
Voucher specimens deposited: CHIBB numbers 1392 and 1406;

Measurements (n=5): body 5717.6 (5550.6–5883.3) by 1006.4 (939.5–1063.8); oral sucker 217.8 (211.6–220.7) x 201.4 (196-209.8); ventral sucker 285.3 (5276.7-294) x 228.4 (212.4-300); esophagus 1717.1 (1707.3–1958.9) x 197.3 (176–226.6); distances between testes 771.6 (710–833.3); anterior testis 775.1 (680.8-820) x 684.5 (585.7–751.3); posterior testis 633.6 (547-766) x 576.9 (495.4–667.4); from anterior testis to ventral sucker 841.3 (760–955.3); from anterior testis to the anterior end 3358.9 (3185.5–3558.6); from the posterior testis to the posterior end 143 (103.3–184.3) external seminal vesicle 209.2 (188.6–243.1); cirrus sac 323.9 (324.4–323.9); ovary 460.5 (359.6–516.2) x 447.6 (400.6–494.6); number of lobes of ovary five; from ovary to the anterior end 4374.4 (4223.6–4593.3); from ovary to the posterior end 856.2 (835.2–993.5); eggs 0.322 (0.247–0.382) with filaments x 0.056 (0.0476–0.0645).

Five species are recognized in the genus *Amphiorchis*: *A. amphiorchis* Price 1934; *A. lateralis* Oguro 1938; *A. indicus* Mehrotra, 1973; *A. caborojoensis* Fischthal & Acholonu 1976; and *A. indicum* Simha & Chattopadhyaya, 1980. All these species have been reported in animals from the Pacific, Indian, and North Atlantic Oceans (Smith, 1997).

Amphiorchis amphirochis has been reported as parasites of *C. mydas* (Price, 1934) and *E. imbricata* (Fischthal and Acholonu, 1976), whereas *A. lateralis* (Oguro, 1938), *A. indicus* (Gupta and Mehrotra, 1981), *A. indicum* (Simha and Chattopadhyaya 1980; Smith, 1997), and *A. caborojoensis* (Fischtal and Acholonu, 1976; Dayer et al., 1995) were only found in *E. imbricata*. There are no reports, however, of these parasites in the Brazilian coast or Occidental South Atlantic. Similarly, there are no reports about the existence of parasites in the *E. imbricata* specimens found in this region (Travassos et al., 1969).

Morphometric data showed larger proportions than those found in other studies, which could be due to individual variability within the species and did not interfere on their identification.

[1]QWin Lite 3.1, Leica, Germany.

2008 1 2 3 4

Eggs were not found in the parasite uterus; but at necropsy several 1-2mm diameter dark nodules were observed on the serosal surface of the small intestine, mesenterium, pancreas, brain, and salt gland of the turtle. The macroscopic aspect of the lesions was similar to that reported by Gordon et al. (1998) in *C. mydas*. Lesions were dissected, and under a stereomicroscope, clusters of ellipsoid eggs with only one filament in each extremity were observed, as previously reported for *A. caborojoensis* specimens (Fischthal and Acholonu, 1976).

It is important to notice that the occurrence of *A. caborojoensis* in *E. imbricata* has only been reported in the Caribbean region, in Porto Rico (Fischtal and Acholonu, 1976; Dayer et al., 1995). The present work represents the third report on this parasitism, and the first one observed out of the Caribbean region.

Trematoda - Family: Spirorchiidae Stunkard 1921
2. *Carettacola stunkardi* Martin and Bamberger 1952
(Syn. *Haemoxenicon stunkardi*)
Host: *Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1758
Locality and collection date: Ubatuba city, Cedro beach (23° 27` 30,4``S; 45° 01' 47``W), North Coast of São Paulo State- Brazil, on October 1st, 2005;
Site of infection: Body wash;
Intensity of infection: one host with two specimens;
Voucher specimens deposited: CHIBB number 1395
Measurements (n=1): body 6.504 by 0.469; oral sucker 0.100 x 0.091; ventral sucker 0.248 x 0.257; ratio length oral sucker:ventral sucker 0.4; ratio width oral sucker:ventral sucker 0.3; esophagus 0.727 x 0.096; number of testes 39; testis (mean) 0.212 x 0.154; cirrus sac 0.223 x 0.159; seminal vesicle 0.148 x 0.152; ovary 0.333 x 0.241; seminal receptacle 0.133 x 0.082; vitteline reservoir 0.175 x 0.242; no eggs observed.

Manter and Larson (1950) classified in the genus *Carettacola* a new parasite, named *Carettacola bipora* Manter and Larson 1950, found in blood vessels of a sea turtle of the species *C. caretta*. Soon after that, Martin and Bamberger (1952) erroneously identified parasites collected from *C. mydas*, and determined a new genus named *Haemoxenicon* to include the species *H. stunkardi* and *H. chelonenecon*. Caballero et al. (1955), studying parasites from Mexican sea turtles, reexamined these species and determined that *H. stunkardi* and *H. chelonenecon* are synonymous. Dailey et al. (1991) evaluated specimens collected in Hawaii and organized the genus *Carettacola*, presenting an identification key that included three species, *C. bipora*, *C. stunkardi*, and *C. hawaiiensis* Dailey, Fast and Balazs 1991.

The present work used the classification system proposed by Dailey et al. (1991) that emphasizes as species-specific characteristics the position of the vitellaria in relation to the cecum and the position of the opening of the Laurer's canal. The specimens analyzed in this study showed the vitellaria more dorsal in relation to the cecal branches, and absence of a lateral opening of the Laurer's canal, as described for *C. stunkardi* in that classification.

Only *C. mydas* has been reported as a host for *C. stunkardi*, in the North Pacific region (Martin and Bamberger, 1952) and Panama (Caballero et al., 1955). This study shows *E. imbricata* as a new host for this parasite.

Morphometric data observed in the present work showed larger dimensions than those previously reported. However, they did not interfere in the identification of the specimens and are possibly due to individual variation within the species.

Only eggs of *A. caborojoensis* were found in host tissues, which could reflect less maturity of the *C. stunkardi* specimens.

Some specimens were collected from the digestive tract or from body wash, similar to the study by Price (1934). It is possible that the parasites were released from the circulatory system when the host was eviscerated.

Mixed infection by spirorchids has not been previously reported in this host, but this type of association has already been observed in *C. mydas* (Rand and Wiles, 1985, Glazebrook et al., 1989; Dailey et al., 1992; Raidal et al., 1998).

The present study is the first report of these species in the Brazilian Coast and Southwester South Atlantic Region, representing an important information about the helmithofauna in this

region and enlarging the previously known geographical distribution of the species. In addition, this study shows *E. imbricata* as a new host for *C. stunkardi*.

AKNOWLEDGEMENTS

Projeto TAMAR is affiliated with ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. The authors wish to express their thanks to Paula Baldassin and Cecília Baptistotte for critical reading and suggestions to improve the quality of the manuscript. We would like to thank the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (Proc. 07/59504-7) for the financial support.

REFERENCES

CABALLERO, E.C.; ZERECERO, M.C.D.; GROCOTT, R.G. Helmintos de la República de Panamá XV. Trematódeos de *Chelone mydas* (L.), tortuga marina comestible del Oceano Pacífico del Norte 2º. Parte. *An. Inst. Biol. Mex.*, v.26, p.149-191, 1955.

DAILEY, M.D.; FAST, M.L.; BALAZS, G.H. *Carettacola hawaiiensis* N. SP. (Trematoda: Spirorchiidae) from the green turtle, *Chelonia mydas*, in Hawaii. *J. Parasitol.*, v.77, p.906-909, 1991.

DAILEY, M.D.; FAST, M.L.; BALAZS, G.H. A survey of the trematoda (Platyhelminths: Digenea) parasitic in green turtles, *Chelonia mydas* from Hawaii. *Bull. South Calif. Acad. Sci.*, v.91, p.84-91, 1992.

DAYER, W.G.; WILLIAMS, E.H.; BUNKLEY-WILLIAMS, L. Some Digeneas (Trematoda) of the Atlantic Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata imbricata* (Testudines: Cheloniidae) from Puerto Rico. *J. Helminthol. Soc. Washington*, v.62, p.13-17, 1995.

FISCHTHAL, J.H.; ACHOLONU, A.D. Some digenetic trematodes from Atlantic Hawksbill turtle E*retmochelys imbricata imbricata* (L.) from Puerto Rico. *J Helminthol Soc. Washington*, v.43, p.174-185, 1976.

GORDON, A.N.; KELLY, W.R.; CRIBB, T.H. Lesions caused by cardiovascular flukes (Digenea: Spirorchidae) in stranded green turtles (*Chelonia mydas*). *Vet. Pathol.*, v.35, p.21-30, 1998.

GLAZEBROOK, J.S.; CAMPBELL, R.S.F.; BLAIR, D. Studies on cardiovascular flukes (Digenea: Spirorchiidae) infections in sea turtles from the Great Barrier Reef, Quensland, Australia. *J. Comp. Pathol.*, v.101, p.231-250, 1989.

GUPTA, N.K.; MEHROTRA, V. On two blood flukes (trematoda) of the Family Spiorchiidae Stunkard, 1921 from Indian marine turtles. *Acta Parasitol. Pol.*, v.28, p.11-20, 1981.

MANTER, H.W.; LARSON, M. Two new blood flukes from marine turtle, *Caretta caretta*. *J. Parasitol.*, v.36, p.595-599, 1950.

MARTIN, W.E.; BAMBERGER, J.W. New blood flukes (Trematoda: Spirochiidae) from the marine turtle, *Chelonia mydas* (L.). *J. Parasitol.*, v.38, p.105-110, 1952.

OGURO, Y. A new blood flukes, *Amphiorchis lateralis* nov.sp. (Spirorchiidae) found in a marine turtle in Japan. *J. Sci. Hiroshima Univ.*, v.6, p.1-4, 1938.

PLATT, T.R. Family spirorchiidae Stunkard. In: GIBSON, D.I.; JONES. A.; BRAY, R.A. (Eds). *Keys to the Trematoda.* London: CABI Publishing, 2002. p.453-467.

PRICE, E.W. New genera and species of blood flukes from a marine turtle, with key to the genera of the family Spirorchiidae. *J. Wash. Acad. Sci.*, v.24, p.132-141, 1934.

RAIDAL, S.R.; OHARA, M.; HOBBS, R.P. et al. Gram-negative bacterial infections and cardiovascular parasitism in green sea turtles (*Chelonia mydas*) *Austr. Vet. J.*, v.76, p.415-417, 1998.

RAND, T.G.; WILES, M. Histopathology of infctions by *Learedius learedi* Price, 1934 and *Neospirorchis schistosomatoides* Price, 1934 (Digenea: Spirorchiidae) in wild green turtles, *Chelonia mydas* L., from Bermuda. *J. Wildl. Dis.*, v.21, p.461-463, 1985.

SIMHA, S.S.; CHATTOPADHYAYA, D.R. Studies on the trematode parasites of reptiles of India. Contributions to the knowledge of blood flukes from the marine turtles, from the Gulf of Manar [sic], South India. (1978). *J. Zool. Soc. India*, v.30, p.69-82, 1980.

SMITH, J.W. The blood flukes of cold-blood vertebrates. *Helminthol. Abstr.*, v.66, p.255-294, 1997.

TRAVASSOS, L.; FREITAS, J.F.T.; KOHN, A. Trematódeos do Brasil. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz*, v.67, p.1-886, 1969.

WERNECK, M.R.; BECKER, J.H.; GALLO, B.G.; SILVA, R.J. *Learedius learedi* Price 1934 (Digenea, Spirorchiidae) in *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) in Brazil: case report. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, v.58, p.550-555, 2006.

WYNEKEN, J. *The anatomy of sea turtle*. Silver Springs: US Departament of Commerce NOAA, 2001. 172p. (Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470).

REABILITAÇÃO E MONITORAMENTO DE ANIMAIS MARINHOS NO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO E SUL DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, BRASIL.

Baldassin, P.[1,2]; Barbosa, C. B.[1,2]; Werneck, M. R.[1,3]; Cunha, J.M.[1]; Salomon, J. [1]; Gouvêa, F. [2]; Brondizio, L.[1]; Gallo, Hugo[2]; Gallo, B.M.G. [3]; Teixeira, L.[4].

1 – Instituto Argonauta para a Conservação Costeira e Marinha. Rua Guarani, 835 – Itaguá – Ubatuba – SP – CEP: 11680-000 – e-mail: **contato@institutoargonauta.org**
2 – Aquário de Ubatuba. Rua Guarani, 859 – Itaguá – Ubatuba – SP – CEP: 11680-000 – e-mail: **hugo@aquariodeubatuba.com.br**
3 – Fundação Pró-TAMAR. Rua Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP – CEP: 11680-000 – e-mail: **tamaruba@tamar.org.br**
4 - Escritório Regional do IBAMA Litoral Norte - Rua São Benedito, 446 – centro – CEP: 11660-100 – e-mail: **leonardo.teixeira@ibama.gov.br**

O Instituto Argonauta para a Conservação Costeira e Marinha, Organização Não Governamental sem fins lucrativos, nomeada OSCIP[1] e sediada em Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo, vem atuando conjuntamente com o Aquário de Ubatuba, desde 1998 no resgate e a reabilitação de animais aquáticos debilitados.

Em 2004 foi iniciado um projeto em parceria com o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – IBAMA e o Aquário de Ubatuba, na implantação de um Centro de Triagem de Animais Selvagens - CETAS, voltado à fauna aquática, intitulado "Centro de Reabilitação e Triagem de Animais Aquáticos" CRETA, que realiza o atendimento a ocorrências de mamíferos e aves da fauna aquática, na área compreendida entre o limite Sul de São Sebastião/SP (23°21'20" S) e o Sul de Angra dos Reis/RJ (23°00'24"S).

O objetivo deste trabalho é relatar as ocorrências atendidas pelo CRETA entre os anos de 2004 a 2007. Foram atendidos 190 animais marinhos, dentre eles 75,7% eram aves e 24,3% mamíferos. As aves são os animais que mais necessitaram de tratamento médico veterinário, sendo que os mais freqüentes foram: pingüins (*Sphenicus magellanicus*) (62%), atobás (*Sula Leucogaster*) (9%) e gaivotas (*Larus argentatus*) (8,3%). Os registros de mamíferos foram agrupados por tipo de ocorrência: monitoramento de animais vivos em praia (10,8%), encalhe de praia de animais mortos (71%) e animais transferidos para o centro de reabilitação (17,3%). As espécies de mamíferos mais freqüentes foram: Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) (13%), lobo marinho *(Arctocephalus australis*) (6%) e Boto cinza (*Sotalia Guianensis*) (58,6%).

A falta de informação sobre algumas espécies enfatiza a necessidade de coletar dados para pesquisa, melhorar o atendimento médico veterinário e implantar protocolos de reabilitação para cada espécie, sendo fundamental a criação de redes especializadas e novos programas para dividir experiências e achados biológicos que possam contribuir para a conservação das espécies.

O CRETA é patrocinado pelo Aquário de Ubatuba.

[1] Organização da Sociedade Civil de Interesse Público

MACRO AND MICROSCOPIC ANATOMY OF THE ESOPHAGUS OF THE GREEN TURTLE

Marcela S. Magalhães1, Armando J. B. Santos2, Maria L. Freitas1, Naisandra B. Silva1, and Carlos E. B. Moura1

1 Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Rio Grande do Norte, Brazil

2 Fundação Pró-Tamar, Fernando de Noronha, Pernambuco, Brazil

Knowledge on the anatomy of the esophagus is an important issue that enables the understanding of the digestive process of possible diseases that can affect this organ in marine turtles. This study aims to describe aspects related to gross anatomy and histology of the green turtle (Chelonia mydas) esophagus. Ten animals that were found dead by researcher of Projeto Tamar (the Brazilian Sea Turtle Conservation Programme) in the State, Rio Grande do Norte north-eastern Brazil, composed the sample of this study. After the opening of the plastrons, the digestive organs were withdrawn. Fragments of the cranial and caudal portions of the esophagus were fixed on 10% of formaldeid solution for 24 h. After this, they were dehydrated in increased ethanol concentration and were diafanized in xylol included in paraffin according to conventional histological methods. The esophagus of the C. mydas is presented as a tubular muscular-membranous organ. The mucous of the esophagus is plaited and has point corneal papillae. These inclined in the caudal direction and increase in size until it reaches the medium esophageal area and decrease in the caudal region. In Histological terms, the mucous presented itself with keratinized and stratified squamous epitheliums, with its aglandular propria lamina that was composed by loose conjunctive tissue (LCT). The muscular layer of the mucous and submuscular was not evidenced. The muscular layer is composed by striated muscles organized in parallel beams in a unique layer; they are in a longitudinal manner and present abundant loose conjunctive tissue between the beams. The external layer presented itself advanced in the cranial portion and serose in the caudal portion. The esophageal papillae followed the same microscopic structure of the esophageal mucous. Howerever, in their propria lamina the infiltrated linfocites could be visualized as well as adipous tissue, lymphatic and blood vessels. The esophageal papillae facilitate deglutition and avoid food reflux. The absence of glands in the mucous of the esophagus indicated that this organ has a mechanical function only. The presence of queratine protects the esophageal mucous against attrition that occurs once food goes through esophagus.

Order: 33 Abstract ID: 2555 Type: Poster Subject: Anatomy, Physiology and Health

Conservation of sea turtles in Brazil: encouraging results obtained on nesting beaches

Maria A. Marcovaldi[1], João Carlos Thomé[2], Gustave G. Lopez[1], Alexandro S. Santos[1], Luciano S. Soares[1], Augusto Cesar C.D. da Silva[3], and Paulo C.R. Barata[4]

[1] Fundação Pró-Tamar, Caixa Postal 2219, Salvador-BA, 40223-970 Brazil; [2] Projeto TAMAR-ICMBio, Av. Paulino Muller 1111, Vitória-ES, 29042-571 Brazil;
[3] Projeto TAMAR-ICMBio, Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu-SE, 49190-000 Brazil; [4] Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, Rio de Janeiro-RJ, 21041-210 Brazil.

Sea turtles are slow-maturing animals, requiring many years, in some cases three decades or possibly more, to reach reproductive age. This delayed reproduction affects the time scale for conservation, and consequently a relatively long period is generally necessary to assess the effects of conservation actions on sea turtle populations. Despite this comparatively extended time scale, some conservation programs around the world have already produced sufficiently long data time-series that indicate noteworthy increases in sea turtle nesting populations (Hays 2004).

Here we present a compilation of data, including material published in 2007, revealing positive results of conservation actions carried out on nesting beaches in Brazil by the Projeto TAMAR, the national marine turtle conservation program. The results presented here stem from TAMAR's efforts carried out since 1982, with the support of the Brazilian society, in long-term partnership with the national government, a non-governmental organization, the private sector and local communities. To promote the protection of sea turtles along the coast, it was essential to incorporate human and social issues into all of the conservation initiatives. We believe that these results are significant not only for Brazil, but also internationally.

All sea turtle species found in Brazil (the four species discussed here, as well as the green turtle, *Chelonia mydas*) are included in the Brazilian government's official list of endangered species. All life history stages, including eggs and hatchlings, have been fully protected by law in Brazil since 1986. At present, sea turtle egg poaching in Brazil has been reduced to very low levels, and there is no subsistence hunting for sea turtles of any species. However, despite the encouraging results presented here, many threats still endanger sea turtles in Brazil. Therefore it remains necessary to continuously maintain and adapt a range of conservation actions to address ever-changing realities. Some of the main current challenges to sea turtle conservation in Brazil are: the alteration of the nesting habitat due to human activities, including the building of hotels and residences; the construction of ports and industrial installations close to the coastline and the subsequent marine pollution; and the incidental capture of sea turtles in coastal and high seas fisheries operating in national and international waters of the South Atlantic. It should be noted that the conservation of sea turtle populations is often not just a matter of local efforts, but also calls for international collaboration.



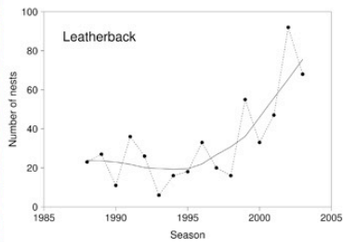


ESPÍRITO SANTO

Main leatherback nesting area.
* 200 people work on sea turtle conservation in Espirito Santo

Leatherback (*Dermochelys coriacea*)

The only area in Brazil where there is known ongoing leatherback nesting is the northern coast of the state of Espírito Santo, around 19ºS latitude. Between 1988/1989 and 2003/2004 the annual number of nests varied from 6 (in 1993/1994) to 92 (in 2002/2003). Between 1995/1996 and 2003/2004, the annual number of nests increased about 20.4% per year on average.



Number of leatherback nests per season, in the state of Espírito Santo, Brazil, from 1988/1989 to 2003/2004 (n = 527). The first year of each season is shown on the horizontal axis, e.g., 1995 = 1995/1996. The dots show the actual data; the solid curve, a loess regression, indicates the trend in the number of nests.



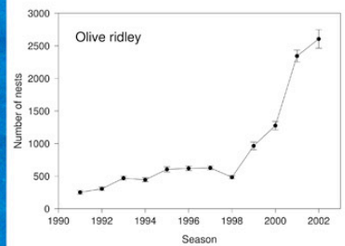


SERGIPE
BAHIA

Main olive ridley nesting areas.
* 227 people work on sea turtle conservation in Bahia and 96 in Sergipe

Olive ridley (*Lepidochelys olivacea*)

In Brazil, olive ridley nesting occurs almost completely in the state of Sergipe and the northern section of the state of Bahia. The estimated number of olive ridley nests in this region ranged from 252 in 1991/1992 to 2,606 in 2002/2003, an approximately 10-fold increase in 11 years (Da Silva et al. 2007). This increase is of local as well as regional significance.

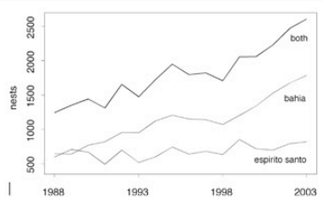


Number of estimated olive ridley nests in the states of Sergipe and Bahia, 1991/1992 to 2002/2003 (n = 10,975). Error bars indicate 95% pointwise confidence intervals. The first year of each season is shown, e.g. 1992 = 1992/1993. See Da Silva et al. (2007) for details on the estimation methodology.

Loggerhead (*Caretta caretta*)

The loggerhead is the species most commonly found nesting along mainland Brazil. Loggerheads nest from the state of Sergipe to the northern part of the state of Rio de Janeiro . Marcovaldi and Chaloupka (2007) presented data obtained between 1988/1989 and 2003/2004 for two of the main loggerhead nesting areas: Espírito Santo and northern Bahia. These two states account for about 75% of the loggerhead nests in Brazil.

In Bahia, the number of nests increased from approximately 700 in 1988/1989 to approximately 1,700 in 2003/2004, a 2.4-fold increase. In Espírito Santo, the number of nests increased at a slower pace, from about 650 in 1988/1989 to approximately 800 in 2003/2004



Estimated annual number of loggerhead nests in the states of Bahia and Espirito Santo between 1988/1989 and 2003/2004 (Marcovaldi and Chaloupka 2007).





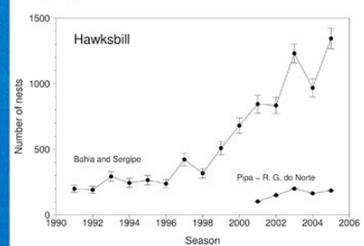
BAHIA
ESPÍRITO SANTO

Main loggerhead nesting areas.
* 227 people work on sea turtle conservation in Bahia and 200 in Espírito Santo

Hawksbill (*Eretmochelys imbricata*)

In Brazil, hawksbills nest mainly on the northern coast of the state of Bahia and in the neighboring state of Sergipe (Fig. 1). Another important area has recently been recognized in the eastern part of the state of Rio Grande do Norte (Fig. 1). There are also other relatively minor hawksbill nesting sites in the country (see Marcovaldi et al. 2007).

In northern Bahia and Sergipe, the estimated number of hawksbill nests laid each year increased from 199 in the 1991/1992 season to 1,345 in the 2005/2006 season, a nearly 7-fold increase. In Rio Grande do Norte, the estimated number of nests laid in the 2005/2006 season was in the range of 185-475 (see Marcovaldi et al. 2007 for methodological details). Adding these results, we estimate that the number of hawksbill nests laid at the two main Brazilian nesting grounds in 2005/2006 was between 1,530 and 1,820. These results place the Brazilian hawksbill nesting population among the largest populations in the Western Atlantic.



Estimated number of hawksbill nests by season. Upper curve: estimated number of nests in the states of Bahia and Sergipe, 1991/1992 to 2005/2006 (n = 8,582). Lower curve: estimated number of nests in the region of Pipa, Rio Grande do Norte, 2001/2001 to 2005/2006 (n = 802). The first year of each season is shown, e.g., 1992 = 1992/1993. Error bars indicate 95% pointwise confidence intervals (note that the error bars for Pipa are very close to the estimated points). See Marcovaldi et al. 2007 for details on the estimation methodology.





RIO GRANDE DO NORTE
SERGIPE
BAHIA

Main hawksbill nesting areas.
* 227 people work on sea turtle conservation in Bahia and 96 in Sergipe

REFERENCES
G.C. Hays. 2004. Good news for sea turtles. Trends in Ecology and Evolution 19: 349–351
Thomé, J.C.A., C. Baptistotte, L.M. de P. Moreira, J. T. Scalfoni, A. P. Almeida, D.R. Rieth, and P.C.R. Barata. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (Dermochelys coriacea) in the state of Espírito Santo, Brazil, 1988–89 to 2003–04. Chelonian Conservation and Biology 6: 15–27
da Silva, A.C.C.D., J.C. de Castilhos, G.G. Lopez, and P.C.R. Barata. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (Lepidochelys olivacea) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 87: 1047–1056
Marcovaldi, M.A., G.G. Lopez, L.S. Soares, A.J.B. Santos, C. Bellini, and P.C.R. Barata 2007. Fifteen years of hawksbill (Eretmochelys imbricata) sea turtle nesting in northern Brazil. Chelonian Conservation and Biology. Vol 6 (2): pp. 223-228.
Marcovaldi, M.A., and M. Chaloupka. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endangered Species Research 3: 133–143.

ACKNOWLEDGEMENTS
We would like to thank Manjula Tiwari and Eugenia Naro for kindly reviewing this text.
Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio (the Brazilian Institute for Biodiversity Conservation – Instituto Chico Mendes), is co-managed by the Fundação Pró-Tamar, and is officially sponsored by Petrobras.

REABILITAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NAS BASES DO PROJETO TAMAR – ICMBio, NA COSTA BRASILEIRA.

Werneck, M.R*[1]; Tadashi, E[1]; Pires, T.T.[1]; Melo, M.T.D.[1]; Castilho, J.[1]; Baptistotte, C.[2]

1 – Fundação Pró-TAMAR. Rua Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP CEP: 11680-000 – e-mail: max@tamar.org.br
2 – Centro TAMAR-ICMBio. Rua Paulino Muller, 1111 – Jucutuquara - Vitória – ES - CEP: 29042-571 – e-mail: cecilia@tamar.org.br

O Projeto TAMAR-ICMBio, atua desde 1980, com o objetivo de proteger as espécies de tartarugas marinhas na costa brasileira. Bases de campo foram implantadas em áreas de desova e áreas de alimentação, onde são encontradas cinco das sete espécies existentes no mundo: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e *Dermochelys coriacea*. Eventualmente, quando nos trabalhos de campo são encontradas tartarugas que necessitam de atendimento médico veterinário, são encaminhados às bases do TAMAR para reabilitação. O presente trabalho visa relatar os casos atendidos pelas bases do Projeto TAMAR-ICMBio ao longo da costa Brasileira no ano de 2007. Foram incluídos seis bases distribuídas em três regiões brasileiras que apresentam os maiores índices de atendimento veterinário às tartarugas marinhas. Na região Nordeste, as bases do Tamar dos Estados do Ceará, Sergipe e Bahia. Na região Sudeste as bases do Estado do Espírito Santo e São Paulo e na região Sul, a base de Florianópolis. Um total de 224 tartarugas marinhas foram atendidas, sendo 186 da espécie *C. mydas*; 16 *L. olivacea*; 16 *E. imbricata*; 4 *C. caretta* e 2 *D. coriacea*. Das tartarugas recebidas, 80 apresentavam diversos sintomas clínicos inespecíficos tais como: debilidade, flutuação, emagrecimento e infestação por ectoparasitos, geralmente encontradas após encalhe de praia e/ou flutuando, sendo frequentemente associados a lesões em trato respiratório e digestório. A fibropapilomatose, considerada atualmente uma grande ameaça às populações de tartarugas marinhas foi observada em 55 indivíduos (54 em *C. mydas* e 1 em *E. imbricata*). 24 tartarugas foram encontradas emaranhadas em redes de pesca e estavam em coma por afogamento. 28 tinham lesões

ocasionadas por petrechos de pesca. 13 tinham sinais de contaminação por óleo combustível. 8 tinham lesões ao longo do corpo (ocasionadas pelo encalhe, agressões, etc.). E das 16 encaminhadas para observação, foi constatada a presença de lixo em fezes de 5 tartarugas e a presença de ectoparasitos do gênero *Ozobranchus* sp. em 4. Dos 224 casos atendidos, 94 (41,97 %) indivíduos foram liberados vivos ao mar, 13 (5,80%) permanecem em tratamento e 117 (52,23 %) óbitos foram registrados. Quando se confronta o número de óbitos com os casos clínicos apresentados pelos animais atendidos, observa-se que a principal causa de óbito está associada àqueles animais com sinais de debilidades (59 vieram a óbitos e 18 foram liberados vivos) com taxa de óbito de 73,75 %. Em segundo lugar os animais com fibropapilomatose (14 vieram a óbito e 38 foram liberados vivos), com taxa de óbito de 25,45 %. A maioria dos animais encaminhados aos centros de tratamento que acabam por vir a óbito, apresentam sinais clínicos pouco específicos de debilidade tais como: emaciação, anorexia, apatia, desidratação, carga excessiva de ectoparasitos e/ou epibiontes e geralmente encontradas em encalhes de praia ou flutuando. Grande parte destes animais apresenta lesões em trato digestivo ou respiratório que tendem a cronicidade, causando um comprometimento fisiológico de todo o organismo. A reabilitação de tartarugas marinhas na costa brasileira pode colaborar na conservação das tartarugas marinhas que utilizam a região para desova e alimentação, contribuindo para um maior conhecimento científico sobre os impactos ambientais que ameaçam a sobrevivência destas espécies.

O Projeto TAMAR-ICMBio é um programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela Petrobras

TÍTULO: A INTERAÇÃO ENTRE A PESCA ARTESANAL E AS TARTARUGAS MARINHAS, NO MUNICÍPIO DE UBATUBA, LITORAL NORTE DE SÃO PAULO

TEMA: Recursos pesqueiros, estoques, qualidade e sustentabilidade;

AUTORES: Berenice Maria Gomes Gallo;Suami Macedo, Jane Silveira Fernandes, Bruno Amir Dacier Lobato De Almeida, Geraldo De França Ottoni Neto, Max Rondon Werneck, Bruno De Barros Giffoni, Luciana Sonnewend Brondizio, José Henrique Becker

FORMA DE APRESENTAÇÃO: Pôster

RESUMO:
A captura incidental na pesca é hoje uma das maiores ameaças às populações de tartarugas marinhas em todo o mundo. A Base de Ubatuba do Projeto Tamar/ICMBio foi implantada em 1991, com o objetivo de proteger através de programas de pesquisa, manejo, educação ambiental e inclusão social, as espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no município e interagem com a pesca. O Projeto Tamar busca sensibilizar os pescadores para a questão das tartarugas marinhas e solicita aos mesmos que as capturas incidentais sejam informadas a equipe. A partir desta relação estabelecida, todas as capturas incidentais comunicadas pelos pescadores são registradas e armazenadas em um banco de dados. As principais modalidades de pesca artesanal verificadas no município, que interagem com as tartarugas marinhas são os cercos flutuantes, as redes de emalhe, os arrastos de praia, os arrastos de camarão e a pesca de cerco de tróia. O objetivo deste trabalho é apresentar os resultados de capturas de tartarugas em redes de cerco flutuante e redes de emalhe, no período de 1991 até dezembro de 2007, bem como avaliar as taxas de mortalidade de tartarugas marinhas nestas pescarias. São agrupadas neste trabalho como redes de emalhe, as redes de espera com malhas variando entre 6mm e 31mm, de diferentes alturas e comprimentos e espécies-alvo. Além das tartarugas que vieram a óbito, o presente trabalho também considerou como mortas as tartarugas retiradas afogadas das redes pelos pescadores e encaminhadas para reabilitação, independentemente do sucesso ou não dos tratamentos administrados. Com a colaboração voluntária de cerca de 60 pescadores, foram registradas 6426 capturas incidentais nas pescarias citadas sendo 4590 capturas em cercos flutuantes, 1460 capturas por redes de emalhe, 283 capturas em cercos de tróia, 75 capturas por barcos de arrasto de camarão e 18 capturas na pesca de arrasto de praia. Estes resultados não levam em conta o esforço de pesca empreendido. A proporção de capturas entre as diferentes pescarias reflete o esforço de monitoramento que foi direcionado à pescaria com cercos flutuantes, que segundo depoimentos de pescadores é aquela que captura a maior quantidade de tartarugas em Ubatuba. Quanto à taxa de mortalidade das tartarugas capturadas, a pescaria de cercos flutuantes apresentou 4,38%, sendo consideravelmente mais baixa que a mortalidade verificada nas redes de emalhe, que foi de 24,86%. A diferença da mortalidade nestas pescarias é esperada, baseado no funcionamento de cada uma delas: os cercos flutuantes são armadilhas que mantém peixes e a fauna acompanhante “cercados”, mas não emalhados, o que permite se manterem vivos até o momento da despesca, quando são retirados do petrecho e devolvidos ao mar; já as redes de emalhe capturam peixes e outros animais que ficam enroscados na malha das redes, o que lhes impedem o movimento e a fuga. A mortalidade nas demais pescarias não foi avaliada neste trabalho por representarem apenas 5,85% do total de registros. A partir de 2002, as capturas em redes de emalhe passaram a ser registradas, sendo as redes classificadas como de superfície, utilizadas para captura de peixes pelágicos e de fundo, utilizadas para captura de peixes demersais. Desde então, foram registradas 587 capturas em redes de superfície e 142 capturas em redes de fundo. A mortalidade das tartarugas capturadas nas redes de fundo foi de 43,66%, maior que a mortalidade verificada nas redes de superfície, 30,49% (Qui-quadrado de Pearson: 8,95885, p=0,002762). Esta diferença pode ser explicada considerando que tartarugas capturadas na porção superior das redes de superfície têm alguma chance de respirar, o que não é possível para as tartarugas capturadas nas redes de fundo. As espécies capturadas na pesca artesanal em Ubatuba foram: Chelonia mydas, (6350) Eretmochelys imbricata (57) e Caretta caretta (19), todas incluídas nas listas de espécies ameaçadas de extinção. Os resultados de capturas incidentais podem ser considerados subestimados, pois dependem integralmente da participação voluntária dos pescadores, que muitas vezes tem receio de entregar tartarugas ao Projeto Tamar, em especial àquelas capturadas mortas, temendo punições ou represálias. Os dados aqui apresentados demonstram que há uma grande interação entre pesca artesanal

e tartarugas marinhas em Ubatuba, o que justifica o programa de conservação destes animais na região. A mortalidade das tartarugas capturadas pode ser considerada significativa, o que demanda esforços quanto à pesquisa de medidas mitigadoras, com atenção especial à pesca com redes de emalhe. O Projeto Tamar-ICMBio é um programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela Petrobras.

Houve perda significativa da variabilidade genética da tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) no litoral brasileiro devido à ação antrópica?

Hahn[1], Anelise Torres; Castilho[2], Jaqueline Comin de; Soares[3] Luciano; Bonatto[1], Sandro L.

[1]Laboratório de Biologia Genômica e Molecular da PUCRS Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Av. Ipiranga, 6681, prédio 12 sala 172, Porto Alegre RS Brasil. ²TAMAR, REBIO Santa Isabel, Pirambu, Sergipe. ³Fundação Pró-Tamar, Salvador, BA, Brasil.Projeto.

Introdução

A tartaruga oliva, *L. olivacea* distribui-se globalmente em oceanos tropicais e subtropicais, sendo a mais abundante espécie de tartaruga marinha em nível global (Bowen *et al.* 1998), porém, é considerada a menos abundante no Atlântico Ocidental (Silva *et al*, 2007). As principais áreas de desova da espécie nesta área são leste do Suriname, Guiana Francesa (Godfrey & Chevalier, 2004) e Brasil (Sergipe e norte da Bahia) (Silva *et al*, 2007). Durante muitos anos, a captura da tartaruga oliva era atividade comum entre pescadores em Sergipe e norte da Bahia. Este fato somado à matança das fêmeas e a destruição dos ninhos nas praias eram considerados as principais ameaças à espécie no litoral brasileiro. Antes da implementação do Projeto TAMAR em Sergipe, há 26 anos, quase todos os ninhos de *L. olivacea* eram coletados para consumo, e moradores do local dizem não ter visto filhotes durante, aproximadamente, 15 anos (Silva *et al*., 2007).

A baixa densidade demográfica e a rápida diminuição populacional (*bottleneck*) levam a população a uma perda mais rápida de alelos, ocasionando a perda de variabilidade genética e fixação de alelos deletérios, reduzindo o potencial adaptativo e aumentando a probabilidade de extinção (Frankham *et al.*, 2002). A identificação de populações que sofreram severa redução no tamanho é de extrema importância para conservação devido à sua maior suscetibilidade à extinção (Cornuet & Luikart, 1996). Aqui utilizamos oito *loci* de microssatélites para verificar se a população que desova no litoral de Sergipe e norte do litoral Baiano passou por um *bottleneck* recente.

Metodologia

Amostras de DNA de tecido de indivíduos de tartaruga oliva foram extraídas seguindo protocolo de extração com sílica (Glenn *et al.*, 2005). As amplificações por PCR foram conduzidas num volume final de 10 µl. Oitenta e sete indivíduos amostrados no litoral do nordeste brasileiro foram amplificados para oito *loci* de microssatélites (Cm 84 e Ei 8 (Hoekert, *et al.*, 2002) OR 1, OR 2, OR, 3, OR 4, OR 7 e OR 8 (Aggarwal *et al.*, 2004)). As reações foram lidas no seqüenciador automático de DNA MegaBACE 1000 (GE Healthcare). A identificação dos genótipos foi feita utilizando o software Genetic Profiler (GE Healthcare).

O programa BOTTLENECK versão 1.2.02 (Cornuet & Luikart, 1996) foi utilizado para verificar se esta população de tartaruga oliva passou por uma redução recente na diversidade genética através do modelo de mutação IAM (Modelo de Alelos Infinito). O teste "*Wilcoxon sign-rank test*" foi utilizado para determinar se a população exibe um número significante de *loci* com excesso de heterozigosidade.

Os dados gerados neste trabalho são provenientes do sub-projeto "Genética da tartaruga oliva", coordenado pelo Laboratório de Biologia Genômica e Molecular da PUCRS, inserido no projeto Mamíferos e Quelônios Marinhos do CENPES / PETROBRÁS em parceria com o Projeto TAMAR.

Resultados

Os resultados obtidos indicam que os *loci* estão em equilíbrio de mutação e deriva (tab. 1) assim como o gráfico da distribuição das freqüências alélicas está na forma de L (fig. 1). A probabilidade obtida para o excesso de heterozigosidade não indicou perda efetiva do tamanho populacional (p = 0,65), portanto não apresentando evidência de que a população tenha sofrido um efeito *bottleneck* recente.

Tabela 1: Número de alelos (k), heterozigosidade esperada (He), He em equilíbrio (Heq), desvio padrão (S.D.) e valor de p.

Locus	n	He	Heq	S.D.	P
OR-1	156	0.77	0.77	0.08	0.41
OR-2	164	0.77	0.74	0.09	0.49
OR-3	152	0	MONOMORPHIC LOCUS		
OR-4	166	0.81	0.84	0.06	0.23
OR-7	134	0.65	0.6	0.14	0.45
OR-8	128	0.57	0.74	0.09	0.06
Cm-84	92	0.59	0.67	0.12	0.21
Ei-8	66	0.91	0.86	0.05	0.02

Estes resultados indicam que, em tempos históricos, as ameaças a esta espécie no litoral brasileiro não afetaram significativamente a diversidade genética da população, pelo menos no genoma nuclear. Três explicações não excludentes podem ser colocadas: (i) um curto tempo, em gerações, no qual essa população sofreu diminuição de tamanho; (ii) a redução no número de indivíduos não foi grande o suficiente para perda de variabilidade (*bottleneck* demográfico, mas não genético); (iii) a população reduzida não está totalmente isolada e recebe genes de migrantes, o que obscurece os efeitos genéticos do gargalo populacional.

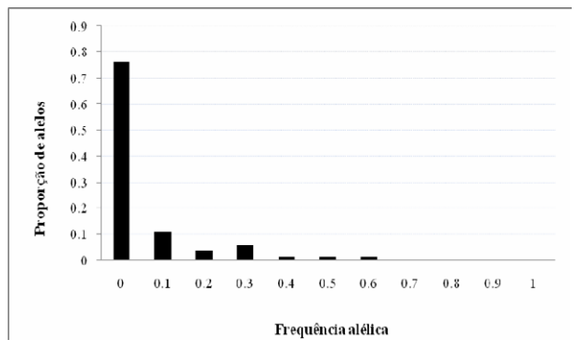


Figura 1: Freqüências alélicas.

Referências Citadas

Aggarwal, R. K., T. P. Velavan, D. Udaykumar, P. S. Hendre, K. Shanker, B. C. Choudhury & L. Singh. 2004. Development and characterization of novel microsatellite markers from the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*). **Molecular Ecology notes**, **4**: 77-79

Bowen, B. W., A. M. Clark, F. A. Abreu-Grobois, A. Chaves, H. A. Reichard & R. J. Ferl. 1998. Global phylogeography of the ridley sea turtle (*Lepidochelis* spp.) as inferred from mitocondrial DNA sequences. **Genetica, 101:** 179-189.

Cornuet, J. M. & G. Luikart. 1996. Description and power analyses of two tests for detecting population bottlenecks for allele frequency data. **Genetics, 144:** 2001-2014

Frankham, R., J. D. Ballou & D. A. Briscoe. 2002. **Introduction to Conservation Genetics.** Cambridge University Press, Cambridge, UK, 616p il.

Glenn, T. R. Baves & J. Bollback. 2005. DNA extraction protocols using silica. Internet: www.uga.edu/srel/DNA_Lab/TSilicaDNA.rtf.

Godfrey, M. H. & J. Chevalier. 2004. The status of olive ridley sea turtles in the west Atlantic. **Report requested by the olive ridley sea turtle assessment group of the Marine Turtle Specialist Group – SSC/IUCN.** 22p. il.

Hoekert, W. E. J., H. Neuféglise, A. D. Schouten & S. B. J. Menken. 2002. Multiple paternity and female-biased mutation at a microssatelite locus in the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*). **Heredity, 89:** 107-113

Schneider, S., D. Roesslid & L. Excofier. 2000. Arlequin version 2000- a software for population data analysis. Internet: http://anthropologie.unige.ch/arlequin.

Silva, A. C. C. D., J. C. Castilhos, G. Lopez & P. C. R. Barata. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 87:** 1047-1056.

ENCALHES DE TARTARUGA DE COURO (*Dermochelys Coriacea,* Vandelli, 1761) REGISTRADOS PELA BASE DO PROJETO TAMAR-ICMBio NO CEARÁ ENTRE OS ANOS DE 2004 A 2007

Melo[1], M. T. D.; Lima[1], E. H. S. M.

[1]*Fundação Pró -Tamar. Acesso Projeto Tamar, 151 – Almofala – CE CEP: 62592 - 000 - E-mail: tamarce@tamar.org.br*

RESUMO

No Ceará, a base do Projeto TAMAR - ICMBio situada em Almofala entre as coordenadas LAT 02'93794°S e LONG 03'981411°W, vem atendendo tartarugas marinhas encalhadas e debilitadas, ocorrentes no litoral cearense. Durante o período compreendido entre os anos de 2004 a 2007 foram registrados encalhes de oito tartarugas de couro (*Dermochelys coriacea*). Do total de encalhes três indivíduos vieram a óbito (37,5%) e cinco (62,5%) foram devolvidas ao mar após o recebimento de algum tipo de tratamento na área de quarentena do TAMAR.

Palavras chave: tartarugas marinhas, ocorrências

INTRODUÇÃO

Encalhes de tartarugas de couro ao longo da costa brasileira tem sido registrados, servindo como um dado importante para a verificação das espécies ocorrentes nas regiões, sua procedência e a interação com pescarias sofrida por estes animais (BARATA *et al*., 2004, LIMA *et.al*. 2007).

A tartaruga marinha *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) conhecida popularmente como tartaruga de couro, encontra-se seriamente ameaçada de extinção, sendo classificada como criticamente em perigo pela UICN (International Union for the Conservation of Nature) e no Brasil encontra-se na lista de espécies da fauna brasileira ameaçadas de extinção (http://www.ibama.gov.br).

É um indivíduo de grande porte e também a única espécie de tartaruga marinha com uma ampla tolerância térmica, podendo ser encontrada tanto em águas frias no Canadá como também ao sul do Chile. São animais de hábitos pelágicos e geralmente se aproximam da costa apenas quando vão desovar. Podem ainda, durante o seu processo de busca de alimento correr o risco de serem capturadas incidentalmente por pescarias pois a medusa é a sua alimentação preferencial e se encontram em áreas utilizadas para a pesca (CHAVERRI, 2004). No Brasil desovam principalmente no litoral do Espírito Santo (THOMÉ *et al*., 2007).

O Projeto TAMAR vem desenvolvendo suas atividades de proteção e pesquisa das tartarugas marinhas desde 1980 em quase todo o litoral brasileiro.No Ceará, o TAMAR instalou sua base em Almofala, distrito de Itarema, entre as coordenadas LAT 02'93794°S e LONG 03'981411°W, oeste do estado. A escolha se deu, por ser essa região uma área importante para a alimentação, desenvolvimento e migração das tartarugas marinhas principalmente da espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758). Contudo a área apresenta registros de todas as outras espécies ocorrentes no Brasil (MARCOVALDI, 1993; GODLEY *et al* 2003).

Deste modo o presente trabalho tem por objetivo apresentar alguns dados de encalhes de tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*) registrados pela base de Almofala entre os anos de 2004 a 2007.

MATERIAIS E MÉTODOS

A base do Projeto TAMAR no Ceará, mesmo tendo sua área de trabalho localizada na região oeste do estado atende a denúncias de ocorrências de encalhes de tartarugas de couro em todo o litoral, com o apoio do Núcleo de Fauna e Fiscalização da Representação Estadual do IBAMA no Ceará. A cooperação permite que seja realizado o resgate e a transferência destes animais para a base.

Para a coleta de informações utilizou-se a metodologia adotada pelo Programa Nacional de Manejo e Conservação das Tartarugas Marinhas em áreas de alimentação tais como marcação com grampos de aço inoxidável do tipo Inconel Style 681, biometria curvilínea de casco (CCC e CCL), definição de sexo, espécie (LIMA *et al*, 2002). As tartarugas encontradas mortas foram

avaliadas, quando possível, quanto à provável *causa mortis* e logo após enterradas. Nos animais encalhados vivos foram analisadas suas condições gerais, onde indivíduos que necessitavam de algum tipo de tratamento foram transferidos para a área de quarentena do TAMAR em Almofala. Estes permaneceram na base por um período máximo de três dias, pela impossibilidade de permanecer por longos períodos em cativeiro, sendo liberados em alto mar.

A compilação dos dados aqui apresentados foi obtida através de consulta ao banco de dados de registros não reprodutivos do Projeto TAMAR-ICMBio.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante o período compreendido entre 2004 a 2007 foram registrados 8 encalhes de tartaruga de couro distribuídos nos municípios de Aquiraz (n=2), Beberibe (n=1), Fortaleza (n=1), Amontada (n=2),Trairi (n=2) e Cascavel. De acordo com os meses do ano os encalhes ocorreram em abril, agosto, outubro, novembro e dezembro.

A Tab. 1 mostra alguns dados coletados como local de encalhe, ano, tipo de registro, sexo entre outros. Sete animais foram considerados adulto pois o comprimento de casco variou com máximo de 1,770cm e mínimo de 1,425 cm. Vale ressaltar que, o único animal considerado sub-adulto (CCC=1,185 cm) foi depois identificado como adulto macho por haver um prolapso do pênis durante o processo de soltura do mesmo. Deste modo foi verificado que entre 2004 a 2007 ocorreram encalhes de seis fêmeas (75%) e dois machos (25%).

Tabela 1: Dados de encalhes de tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*) coletados pelo Projeto TAMAR-Ceará entre os anos de 2004 e 2007.

Município	ano	tipo	sexo	CCC	CCL	marcas	destino
Aquiraz	2004	viva	fêmea	1,770	1,125	-	MT
Beberibe	2005	viva	fêmea	1,410	1,020	38031 38032	VI
Fortaleza	2005	viva	fêmea	1,460	1,070	-	VI
Amontada	2005	morta	fêmea	1,460	1,070	-	MT
Aquiraz	2006	viva	fêmea	1,472	0,975	37945 37944	VI
Trairi	2006	viva	fêmea	1,494	1,066	-	MT
Fortaleza	2006	viva	macho	1,425	0,957	37962 37963	VI
Cascavel	2007	viva	macho	1,185	0,972	41039 41040	VI

Quatro tartarugas foram marcadas no momento da soltura. Somente um animal vivo não foi marcada por ter sido solto pelos Analistas Ambientais do Núcleo de Fauna do IBAMA no local do encalhe. Quanto a interação com pescarias percebe-se que seis animais (75%) apresentaram algum problema com artes de pesca como nadadeiras decepadas, cortes profundos cicatrizados ou não, ou restos de aparelhagens da pescaria de espinhel (LIMA *et al.*,2007).

Vale ressaltar que ocorreu o encalhe de uma tartaruga de couro apresentando marcas de mordidas que pareciam ser de tubarão, onde após avaliação, o animal foi solto.

Quanto ao destino final três tartarugas morreram e cinco foram devolvidas ao mar, após análise da condição física.

CONCLUSÕES

Os resultados aqui apresentados mostram que a tartaruga de couro pode ser considerada como uma das cinco espécies ocorrentes no litoral brasileiro, que pode ser encontrada na costa do Ceará. Pode-se também pressupor que estes animais estejam utilizando o Ceará como área transitória ou corredor migratório entre áreas de desova e alimentação.

Esse processo natural migratório pode-se se associar a interação com pescarias como a do espinhel, por exemplo, pois foi observado que alguns indivíduos apresentavam órgãos externos decepados ou possuíam restos de petrechos de pesca presos ao corpo.

Deste modo faz-se necessário buscar-se mecanismos a curto prazo, que minimize a interação tartarugas marinhas e pescarias oceânicas como forma de conservação e manutenção dos estoques populacionais destes animais. A solução pode estar em melhoria das artes de pesca, determinação de zonas de pesca e capacitação de pessoal ou pescadores para um atendimento mínimo à tartaruga quando capturada incidentalmente por sua arte de pesca.

REFERÊNCIAS

BARATA, P. C. R.; LIMA, E.H.S.M.; BORGES-MARTINS, M.; SCALFONI, J. T.; BELLINI, C.; SICILIANO, S. Records of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian coast, 1969-2001. 2004. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom** , n.84, p.1233-1240. 2004.

CHACÓN-CHAVERRI, D. 2004. **Sinopsis sobre la tortuga baula (*Dermochelys coriacea*)**. 2004. Disponível em: < http://www.iacseaturtle.org/iacseaturtle/download/INF-16-04%20esp.pdf>.

GODLEY, B.J.; LIMA, E.H.S.M.; GODFREY, M.; HAYS, G.C. 2003. Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecology Progress Series.** [S.l.], v.253. p. 279-288.

LIMA,E.H.S.M. 2002. Espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no litoral de Almofala- Ceará. In:

CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002.

p 426. ref.14020.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. Aspectos metodológicos empregados na base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala- Ceará para a conservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.; SPIANDORIM, M.; SANTANA, L.M.B. Segundo levantamento de encalhes de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no litoral do Ceará durante os anos de 2005 e 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2007.

MARCOVALDI, M.A. 1993. A new initiative to project green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**. San Diego, n.63, p.13-14

MARCOVALDI, M.A.; MARCOVALDI, G.G.D. Marine Turtles of Brazil: The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, v.91, p.35-41, 1999.

THOMÉ, J.C. A., BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M.P.; SCALFONI, J. T.; ALMEIDA, A. P.; RIETH, D. B.; BARATA, P.C. R. Nesting Biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in Espírito Santo State, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachussettes, v.6, n.1, p.15-27, 2007.

AGRADECIMENTOS:

A Representação do IBAMA/CE através do Núcleo de Fauna e Fiscalização. Ao Projeto Peixe Boi no Ceará e Corpo de Bombeiros.

O Projeto TAMAR-ICMBio é oficialmente patrocinado pela PETROBRAS. A Base de Almofala-CE recebe apoio da Brandini Lamén-TAMAR e da Prefeitura Municipal de Itarema.

SAZONALIDADE DE TARTARUGAS MARINHAS CAPTURADAS EM PESCARIAS REGIONAIS OU ENCALHADAS NA COSTA DO CEARÁ ENTRE OS ANOS DE 1993 A 2007

Lima[1], E. H. S. M.; Melo[1], M. T. D.

[1]Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, Almofala-CE, 62592-000 tamarce@tamar.org.br

RESUMO

As tartarugas marinhas encontram-se presentes nas águas do litoral cearense em busca de alimentação e desenvolvimento mas também utilizam o litoral como corredor migratório entre áreas de alimentação e desova. O Projeto TAMAR-ICMBio vem desde 1993, através da Base em Almofala, desenvolvendo trabalhos de pesquisa e conservação das tartarugas marinhas na área em questão. Avaliar a sazonalidade de tartarugas marinhas em um determinado período é importante para o desenvolvimento de estratégias de conservação voltadas para estes quelônios marinhos em risco de extinção. Entre o período compreendido de janeiro de 1993 a dezembro de 2007, o TAMAR registrou a ocorrência de um total de 1.267 indivíduos das cinco espécies de tartarugas que presentes no litoral brasileiro. Foi verificado que os meses entre janeiro a julho foram os de maiores índices de ocorrências para todas as espécies registradas.

Palavras chave: quelônios marinhos, conservação,

INTRODUÇÃO

No litoral do Ceará ocorrem todas as cinco espécies de tartarugas marinhas nas mais diferentes estágios de vida, onde ao longo dos últimos 14 anos foram verificadas desde filhotes de *Eretmochelys imbricata* (LIMA *et al*., 2002) e *Lepidochelys olivacea* (LIMA *et al*, 2003) até indivíduos adultos de todas as espécies. Paralelamente, registros de tartarugas marinhas nas pescarias em Almofala, costa oeste do estado vem sendo documentado pela base do Projeto TAMAR-ICMBio instalada na região desde 1992, por ser esta área uma importante zona de alimentação e crescimento das tartarugas marinhas no nordeste brasileiro (MARCOVALDI, 1993, LIMA *et al.,* 1995, GODLEY *et al*., 2003).

Avaliar a sazonalidade de tartarugas marinhas é um importante instrumento para a definição de estratégias de conservação dentro de um período determinado criando-se zonas de exclusão ou períodos de proibições de pesca voltados para minimizar a interação das tartarugas com pescarias regionais. Tais estratégias podem ser desenvolvidas e aplicadas no espaço de tempo ou meses onde os maiores índices de registros na pesca podem estar ocorrendo.

Assim o presente trabalho apresenta a sazonalidade das ocorrências de tartarugas marinhas entre os anos de 1994 a 2007 para uma avaliação futura de estratégias de conservação para estes quelônios marinhos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os dados foram coletados entre os anos de 1993 e 2007 nos mais diversos tipos de registros de tartarugas marinhas como capturas em pescarias diversas como currais de pesca, linha e anzol, redes de espera entre outras, encalhes de animais mortos e encalhes de animais vivos.

Para o caso das pescarias como currais de pesca estas foram monitoradas junto com pescadores enquanto que, outras pescarias, foram monitoradas de acordo com a disponibilidade de pessoal e embarcação para se chegar até a mesma. Nas áreas de atuação destas pescarias foram realizados mergulhos livres para verificação da ocorrência de tartarugas capturadas acidentalmente.

Quando constatadas tais ocorrências, o indivíduo foi manejado conforme procedimento padrão adotado pelo Projeto TAMAR-ICMBio consistindo em coleta de informações sobre o comprimento curvilíneo de casco, identificação de espécie, marcação com grampos de aço inoxidável nas nadadeiras anteriores, identificação de sexo quando possível e soltura imediata do animal no mar (LIMA *et al*.,2002).

Para o caso de animais encalhados vivos providenciava-se o resgate deste que era imediatamente transferido para a Base do TAMAR em Almofala, onde era avaliado e recebia os

primeiros socorros sendo solto após seu restabelecimento. Para o caso de tartarugas encalhadas mortas, quando possível, os indivíduos foram identificadas e quando não houve a possibilidade por adiantado estado de decomposição, estes foram considerados como Não Identificado (NI) para efeito de computação dos dados, mas para ambas as situações procedeu-se com tomadas biométricas e a possível identificação da *causa mortis*.

Todos os registros foram devidamente anotados em Fichas de Registros Não Reprodutivos para posterior avaliação das situações.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período compreendido de janeiro de 1993 a dezembro de 2007, o Projeto TAMAR no Ceará registrou 1.267 tartarugas marinhas das cinco espécies ocorrentes no litoral brasileiro. Deste total 87,60% (n=1.110) correspondeu a tartaruga verde (*Chelonia mydas*), 4,65% (n=59) a indivíduos popularmente conhecidos como tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*), 3,07% (n=39) a tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*), 2,76% (n=35) a tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*), 0,86% (n=11) de tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*) e 1,06% (n=13) de indivíduos cuja espécie não foi possível precisar, por serem tartarugas encalhadas em elevado estado de decomposição.

A Fig. 01 apresenta a sazonalidade das tartarugas marinhas mês a mês, por espécie registradas na costa cearense.

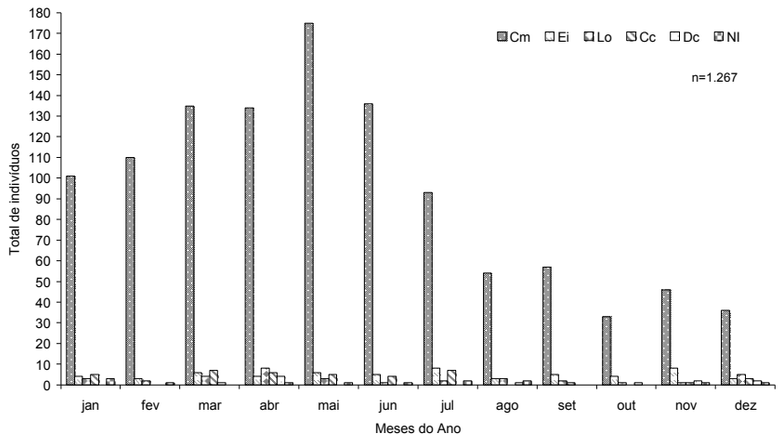


Figura 01 : Sazonalidade das cinco espécies de tartarugas marinhas por mês registras pelo Projeto TAMAR em Almofala, Ceará entre os anos de 1993 e 2007

Onde: Cm=*Chelonia mydas* (tartaruga verde), Ei= *Eretmochelys imbricata* (tartaruga de pente), Lo=*Lepidochelys olivacea* (tartaruga oliva), Cc= *Caretta caretta* (cabeçuda), Dc= *Dermochelys coriacea* (tartaruga de couro) e NI=espécie Não Identificada

Percebe-se que os maiores índices de ocorrências para a tartaruga verde ocorreram no primeiro semestre de cada ano, entre os meses de janeiro a julho. Entretanto foram observa-se registros de tartarugas verdes em todos os meses do ano com destaque para os meses de janeiro (n=101), fevereiro (n=110), março (n=135), abril (n=134), maio (n=175), junho (n=136) e julho (n=93). Fatores como incremento na pesca durante este período na costa cearense, podem estar corroborando com a informação aqui avaliada. A tartaruga de pente também pode ter ocorrências ao longo de todo o ano com maiores índices registrados nos meses de março (n=6), maio (n=6), junho (n=5), julho (n=8), setembro (n=5) e novembro (n=8). A tartaruga cabeçuda foi registrada em novedos doze meses do ano com destaque para os meses de março (n=7), abril (n=6), julho (n=7). Somente nos meses de fevereiro, agosto e outubro não foram verificados registros desse animal. A tartaruga oliva teve maior índice de ocorrências no mês de abril (n=8) porém também foi

verificada durante todos os meses do ano e a tartaruga de couro também obteve destaque de registros no mês de abril (n=4) em todos os anos avaliados.

Para indivíduos não identificados (NI) o mês de janeiro foi o de maior índice com 3 tartarugas encalhadas mortas cuja espécie não foi possível a identificação pelo adiantado estado de decomposição.

CONCLUSÃO

A sazonalidade para as cinco espécies de tartarugas marinhas registradas no Ceará durante os anos de 1993 a 2007 apresentou-se de modo diferenciado em numero de ocorrências mês a mês. Entretanto verifica-se que no primeiro semestre, para todas as espécies, estes animais são encontrados em maior quantidade quer seja capturado em pescarias ou encalhados vivos ou mortos ao longo das praias.

Portanto o incremento nas atividades de monitoramento de pescarias e praias entre os meses de janeiro a junho é de suma importância para o processo de conservação das populações de tartarugas marinhas que utilizam Ceará como zona de alimentação e desenvolvimento e corredor migratório.

REFERÊNCIAS

GODLEY, B.J.; LIMA, E.H.S.M.; GODFREY, M.; HAYS, G.C. Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecology Progress Series.** [S.l.], v.253. p. 279-288, 2003.

LIMA, E.H.S.M.; CRUZ, R.R.M. A marcação de tartarugas marinhas, no litoral de Almofala – Ceará – Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1995, p.83.

LIMA,E.H.S.M. Alguns dados sobre desova de tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) no litoral leste do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. p.426. ref.14021.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. Aspectos metodológicos empregados na base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala- Ceará para a conservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.; BARATA, P.C.R. First record of olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting in the State of Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.99, p.20, 2003.

MARCOVALDI, M.Â. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil**. Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.63, p.13-14, 1993.

AGRADECIMENTOS

A Representação do IBAMA/CE através do Núcleo de Fauna e Fiscalização. Ao Projeto Peixe Boi no Ceará, Corpo de Bombeiros, Aquasis, Prefeitura Municipal de Fortaleza e Policia Ambiental.

O Projeto TAMAR-ICMBio é oficialmente patrocinado pela PETROBRAS. A Base de Almofala-CE recebe apoio da BRANDINI Lamen TAMAR .e da Prefeitura Municipal de Itarema.

CENTRO DE VISITANTES DO PROJETO TAMAR-ICMBio EM ALMOFALA: UMA IMPORTANTE FERRAMENTA PARA A CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS NO CEARÁ.

Lima[1], E. H. S. M.; Melo[1], M. T. D.; Spiandorin[1], M.

[1]Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, Almofala-CE, 62592-000 tamarce@tamar.org.br

RESUMO

O estado do Ceará é uma importante área de alimentação e corredor migratório para as cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil, com destaque para a espécie *Chelonia mydas*. Dentre as principais ameaças para a conservação destes animais estão as ações antrópicas, principalmente a captura acidental. Desde 1992 o TAMAR possui uma base localizada em Almofala, Ceará onde para o desenvolvimento dos trabalhos conservacionistas o TAMAR utiliza a educação ambiental como ferramenta de conscientização de pessoas da importância da preservação desses quelônios. O Centro de Visitantes (CV) além de divulgar e informar a sociedade dos trabalhos que realiza, tanto na região bem como a nível nacional é um importante ponto para envolver a comunidade em suas ações. Nos anos de 2006 e 2007, o Centro de Visitantes de Almofala no Ceará, recebeu um total de 17.541 visitantes sendo os meses de julho, agosto, setembro e outubro os mais representativos para ambos os períodos. Com isso, percebe-se que tais espaços são ferramentas fundamentais para a disseminação das idéias de proteção e preservação não somente das tartarugas marinhas mas do meio ambiente em geral.

Palavras chave: educação ambiental, quelônios marinhos, conscientização

INTRODUÇÃO

Dentre as principais ameaças as tartarugas marinhas destacamos algumas ações antrópicas como a coleta de ovos, a matança de animais, a poluição e principalmente a captura incidental como fatores responsáveis pelo declínio das populações em todo a costa brasileira (TAMAR, 1999). Para obter sucesso na preservação das tartarugas, o TAMAR divide suas atividades em três principais frentes de trabalho: pesquisa científica, ações sociais e educação ambiental (GIFFONI *et al*, 1999), sendo a educação ambiental importante para conscientizar as pessoas sobre a necessidade de preservação do meio ambiente em geral.

O estado do Ceará possui 560km de litoral utilizado como zona de alimentação, descanso e corredor migratório pelas cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil, principalmente a tartaruga verde (*Chelonia mydas*). A maioria dos animais que freqüentam a região são provenientes de diversas regiões do mundo como Nicarágua e Costa Rica (LIMA *et al*, 1999, LIMA *et al*, 2001).

O Projeto TAMAR-ICMBio está localizado em Almofala desde 1992, entre as coordenadas 02°33'S e 039°31'W na costa oeste do estado do Ceará. A instalação se justifica por ser a região uma zona de intensa captura acidental de tartarugas marinhas, principalmente da espécie *C. mydas* nas mais diversas pescarias tradicionais empregadas na área de estudo (MARCOVALDI, 1995).

Ao longo dos anos o TAMAR verificou que os Centros de Centro de Visitantes (CV) tem forte apelo junto a turistas e comunidades em geral divulgando os trabalhos realizados para a preservação das tartarugas marinhas no Brasil e introduzindo noções básicas sobre a biologia, comportamento e ameaças a esses animais.

O presente trabalho tem como objetivo relatar a visitação no Centro de Visitante do TAMAR em Almofala, mostrando a importância deste como ferramenta no desenvolvimento dos trabalhos de educação ambiental nas comunidades pesqueiras de seu entorno.

MATERIAIS E MÉTODOS

A base do Projeto Tamar em Almofala possui um Centro de Visitantes para o desenvolvimento das atividades de educação ambiental junto aos moradores locais (escolas e pescadores) e turistas. A estrutura possui quatro tanques de exposição com quatro das cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil, três réplicas de tartarugas em resina em tamanho real, uma réplica mostrando o momento do nascimento dos filhotes, quiosques com

cascos de tartarugas, painéis auto-explicativos, sala de exibição de DVD's institucionais, uma rede aruaneira, o Museu da Aruanã e uma loja para venda de souvenirs da marca TAMAR e artesanato feitos por moradores locais (Fig. 01).



Figura 01: Vista Parcial do Centro de Visitantes do Projeto TAMAR-ICMBio Em Almofala, Ceará.

Todos os visitantes são recepcionados por estagiários ou agentes locais previamente treinados que dão informações sobre o comportamento e a biologia das tartarugas marinhas e do trabalho desenvolvido pelo TAMAR. Grupos diferenciados como escolas e universidades tem suas visitas acompanhadas por estagiários ou técnicos que passam informações mais detalhadas através de uma visita monitorada de aproximadamente 1 hora de duração.

Após percorrerem o Centro, os visitantes são preenchem um livro de presença para controle e contagem do fluxo mensal de transeuntes. Para grupos escolares e universitários requisita-se um ofício institucional de visita contendo dados como escolaridade e quantidade de pessoas. Ao término de cada mês esses dados são contabilizados e lançados em uma planilha mês a mês.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os anos de 2006 e 2007 um total de 17.541 pessoas passaram pelo Centro de Visitantes do Projeto TAMAR em Almofala. Os dados referentes ao total de visitantes por mês durante os anos de 2006 e 2007 encontram-se dispostos na Fig.02.

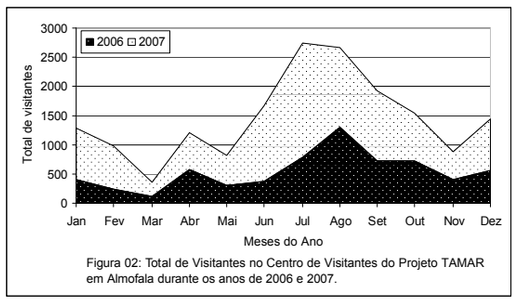


Figura 02: Total de Visitantes no Centro de Visitantes do Projeto TAMAR em Almofala durante os anos de 2006 e 2007.

Verifica-se um aumento no número de visitantes durante o ano de 2007 em relação a 2006. O fato pode estar relacionado a melhoria das vias de acesso, maior divulgação e interesse por parte das escolas na região pelas questões ambientais que são tratadas durante a visitação.

As Figuras 03 e 04 mostram a relação entre o total de turistas e estudantes que visitaram o Centro de Visitantes do TAMAR em Almofala durante os anos de 2006 e 2007.

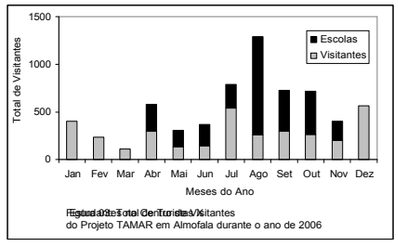


Figura 03 – Total de Turistas e Visitantes
do Projeto TAMAR em Almofala durante o ano de 2006

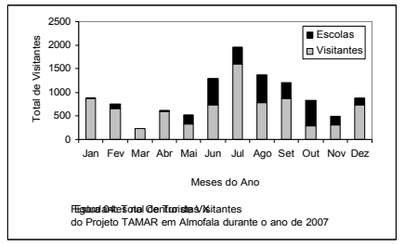


Figura 04 – Total de Turistas e Visitantes
do Projeto TAMAR em Almofala durante o ano de 2007

Percebe-se um incremento no número de visitantes para o ano de 2007 em relação a 2006. A melhoria de instalações, novos matérias em exposição e maior divulgação na mídia podem ter sido os fatores determinantes para a elevação do número de turistas que visitarem o Centro. Por outro lado à redução no número de estudantes está relacionado ao fato de muitas escolas regionais terem realizado sua visita em 2006 Detecta-se que para ambos os anos, a visitação por parte de escolas esta diretamente ligado a proximidade de datas comemorativas como dia do estudante, em agosto, e o dia das crianças, em outubro entre outros. Por outro lado o incremento de visitação no mês de julho para os anos em estudo, relaciona-se ao período de férias escolares.

CONCLUSÃO

Os trabalhos realizados no Centro de Visitantes de Almofala no Ceará é peça fundamental para a criação coletiva de uma consciência ecológica e conservacionista onde a tartaruga marinha é ponto chave. Com o aumento de investimentos, divulgação e melhorias no Centro de Visitantes o fluxo de visitas tende a crescer e conseqüentemente as idéias de preservação e proteção das tartarugas marinhas e do meio ambiente serão mais difundidas entre toda as comunidades pesqueiras pois as atividades realizadas atingem visitantes das mais diversas faixas etárias, principalmente as novas gerações que gerenciaram os recursos ambientais no futuro e assim estarão responsáveis pela conservação das tartarugas marinhas a médio prazo.

REFERÊNCIAS

GIFFONI, B.B.; BECKER, J.H.; MACEDO, S.; GALLO, B.M.G. 1999. Educação ambiental na base do Projeto TAMAR – IBAMA em Ubatuba. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL,1., 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.:s.n.]..

LIMA, E. H. S. M.; LAGUEUX, C. J.; W. CASTRO, D.; MARCOVALDI, M, Â. 1999. From one feeding ground to another: greem turtle migration between Brazil and Nicaragua**.** ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n.85, p.10.

LIMA, E. H. S. M.; TROËNG, S. 2001. Link between green turtles foraging in Brazil and nesting in Costa Rica? ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n.94, p.9.

MARCOVALDI, M.Â.G. dei; PATIRI, V.J. de A; MARCOVALDI, G.G dei. 1995. TAMAR-IBAMA Project. The Brazilian Marine Turtle Conservation Program. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF CHELONIAN CONSERVATION, 1995, Gonfaron. **Proceedings...**, Gongaron: SOPTOM, p 281-283.

TAMAR. 1999. Nem tudo que cai na rede é peixe. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 8., 1999. Recife. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], p 62.

AGRADECIMENTOS

A Representação do IBAMA/CE pelo apoio na manutenção do Centro de Visitantes..

O Projeto TAMAR-ICMBio é oficialmente patrocinado pela PETROBRAS. A Base de Almofala-CE recebe apoio da Brandini Lamén-TAMAR da Prefeitura Municipal de Itarema

DADOS SOBRE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS DURANTE O ANO DE 2006 PELO PROJETO TAMAR-ICMBIO EM ALMOFALA, ESTADO DO CEARÁ

Lima, E. H. S. M.; Melo[1], M. T. D.; Spiandorin[2], M.; Santana[2], L. M. B. M.; Nunes[3], R. I.; Valle[3], J. V. R. do

[1]Fundação Pró -Tamar. Acesso Projeto Tamar, 151 – Almofala – CE CEP: 62592 - 000 - E-mail: tamarce@tamar.org.br
[2]Trainee do Projeto Tamar – ICMBio, base de Almofala – CE.
[3] Estagiários campanha 2006

RESUMO

A base do Projeto TAMAR no Ceará destaca-se por ser uma importante área de alimentação e corredor migratório das cinco espécies de tartarugas marinhas que freqüentam o litoral brasileiro. Durante a campanha de 2006 registrou-se na área de atuação do TAMAR em Almofala 122 tartarugas marinhas sendo: 112 *Chelonia mydas*, 6 *Eretmochelys imbricata*, 3 *Caretta caretta*, e 1 *Lepidochelys olivacea*. Foram marcados 85 indivíduos Indentificados na fase juvenil as espécies *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, *Caretta caretta* e na fase adulta uma *Lepidochelys olivacea.*

Palavras chave:registros, conservação

INTRODUÇÃO

A base do Projeto TAMAR-ICMBio encontra-se localizada entre as coordenadas 2º 93792 S e 39º 81415 W, em Almofala, litoral oeste do estado do Ceará. A região é uma importante área de alimentação para tartarugas marinhas no Atlântico Sul, onde pode-se observar a presença das cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil (LIMA,2007).

O presente trabalho apresenta dados de ocorrências de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR durante o ano de 2006 no litoral do Ceará.

MATERIAL E MÉTODOS

O Projeto TAMAR em Almofala monitora 40 km de praia abrangendo as comunidades de Torrões, Almofala, Porto dos Barcos e Farol no município de Itarema e Volta do Rio no município de Acaraú. Em 2006 foi implantada uma sub-base na Volta do Rio tanto para facilitar o monitoramento da área como promover um maior envolvimento dos técnicos do TAMAR com a comunidade.

Para a coleta de informações utilizou-se a metodologia adotada pelo Programa Nacional de Manejo e Conservação das Tartarugas Marinhas em áreas de alimentação tais como marcação com grampos de aço inoxidável do tipo Inconel Style 681, biometria curvilínea de casco (CCC e CCL), definição de sexo e espécie.

Para a aplicação do programa foram realizadas visitas diárias aos locais de desembarque de pescado e áreas de pescarias, monitoramento de praia para verificação de encalhes de indivíduos mortos ou vivos.

Os dados coletados foram lançados em Fichas de Controle Geral para Áreas de Alimentação – Registro Não Reprodutivos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o ano de 2006 foram obtidos dados pelo TAMAR no Ceará provenientes tanto da área de atuação integral como de outras regiões do estado, entretanto somente registros de Almofala estão sendo apresentados neste trabalho.

Registrou-se na área de atuação do TAMAR em Almofala um total de 122 tartarugas marinhas sendo 77,05% (n=94) de animais vivos e 22,95% (n=28) mortos. Foram marcados 85 indivíduos. Dentre as espécies verificadas a de maior incidência foi a *Chelonia mydas* (91,8%) (Linnaeus,1758) com 112 indivíduos seguida por *Eretmochelys imbricata* 4,92% (n= 6) (Linnaeus, 1766), *Caretta caretta* 2,46%(n= 3) (Linnaeus, 1758) e *Lepidochelys olivacea* 0,82% (n=1)

(Eschscholtz,1829). A presença de um maior número de *Chelonia mydas* na região em relação às outras espécies tem sido comprovada desde a implantação da base no Ceará (MARCOVALDI,1993). Para LIMA *et.al.* (2003) este fato é justificado devido a presença de bancos de algas bentônicas espalhado em toda a costa visto que é o alimento preferencial desta espécie.

Durante o manejo dos animais foi medido o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) onde para os indivíduos de *Chelonia mydas* registrou-se a média de 0,73m (mín=0,265m, máx=1,155m), *Eretmochelys imbricata* 0,36m (mín=0,360m, máx=0,370m), *Caretta caretta* 0,66m (mín=0,577m, máx=0,757m) sendo todos caracterizados como indivíduos na fase juvenil. Já para a espécie *Lepidochelys olivacea* foi registrada uma tartaruga como fêmea adulta com CCC=0,63m.

Dentre as formas de captura verificamos que 59,83% dos registros (n=73) foram capturados em currais de pesca. Este fato está relacionado a um direcionamento de esforço para monitoramento desta pescaria por parte do Projeto TAMAR na região. Durante a campanha 2006 foi observado um aumento de animais capturados em manzuá para peixe, visto que em 2005 foram verificadas 2 ocorrências (LIMA *et al* 2006) e em 2006 esta captura aumentou para 5 indivíduos. Para LIMA *et al.* (2007) a captura acidental nesta arte de pesca pode estar acontecendo sistematicamente necessitando desse modo de um maior monitoramento e avaliações constantes da capacidade desta pescaria capturar tartarugas marinhas. Os demais registros foram obtidos através da captura com anzol, animais que estavam boiando na água, marambaias (atratores artificiais) e redes de emalhe. Quanto ao número de animais encalhados na praia foram registrados 26 indivíduos onde 1 foi encontrado vivo e 25 estavam mortos em avançado estado de decomposição.

Nesta campanha ocorreram 3 recapturas onde 2 animais haviam sido marcados no ano de 2005 com intervalos de marcação e recaptura de 101 e 589 dias e 1 indivíduo da espécie *Chelonia mydas* marcado em 2006 e recapturado após 31 dias. As informações sobre recaptura de tartarugas marinhas são uma importante ferramenta para avaliar a permanência destes animais na área visto que são extremamente migradores. No litoral cearense têm-se identificado migrações tanto internacionais como nacionais. NARO-MACIEL *et. al*. (2004) estudando as populações de *Chelonia mydas* de Almofala através da análise de DNA_m sugeriu que estes animais eram provenientes de áreas como África, Ilha de Ascensão,México, Costa Rica e Suriname.

CONCLUSÕES

Os dados obtidos durante a campanha 2006 vêm corroborar com a importância da região de Almofala para a conservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação principalmente para a espécie *Chelonia mydas*. Assim reforçamos a necessidade de constantes monitoramentos das artes de pesca locais além do incremento nos trabalhos de conscientização e envolvimento comunitário dos pescadores e seus familiares para a redução da captura incidental desses animais e conseqüentemente a proteção dos estoques populacionais que freqüentam a região.

REFERÊNCIAS

LIMA, E.H.S.M.; CRUZ, F.A.B.M. da.; MORAIS, S.M.R. da S.; MELO, M.T.D. 2003. Capturas acidentais de tartarugas marinhas em currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA Base de Almofala – Campanha 2002. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 14., 2003, Maceió. **Livro de Resumos...**, Maceió: Universidade Federal de Alagoas, p. 349.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2007. Recapturas de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará durante o período de 1993 a 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., **Resumos expandidos...,** Florianópolis: AO CEANO

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2007. Registros de tartarugas marinhas capturadas acidentalmente em manzuá para peixe observado pelo Projeto TAMAR-ICMBio, Ceará em 2006. In: **Libro de Resumenes da Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas em el Atlântico Sur Occidental**, **3**., Piriápolis, Uruguay

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.;BRUM, S.M.; CARVALHO,, R.I.; PEREIRA, S.M.; SANTANA, L.M.B.M.; SPIANDORIN, M.; VILAÇA, M. 2006. Ocorrências de tartarugas marinhas em pescarias na comunidade de Almofala, estado do Ceará, registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante o ano de 2005. In: **Semana Nacional de Oceanografia, 18.**, 2006. Pontal do Paraná. Anais..., Paraná, [s.n.]. CD-ROM.

MARCOVALDI, M.A. 1993. A new initiative to project green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**. San Diego, n.63, p.13-14

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J.H.; LIMA, E.H.S.M.; MARCOVALDI, M.A.; DESALLE, R. Connectivity and Infra-Population Structure of Westerm South Atlantic Green Sea Turtle (Chelonia mydas) Foraging Populations. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 24., Costa Rica. Proceeding…[S.l.:s.n.], [200?].

AGRADECIMENTOS

A Representação do IBAMA/CE através do Núcleo de Fauna e Fiscalização.

O Projeto TAMAR-ICMBio é oficialmente patrocinado pela Petrobrás e co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR. Em Almofala, o TAMAR recebe apoio da Prefeitura Municipal de Itarema e da J.MACÊDO.

CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL: RESULTADOS ENCORAJADORES OBTIDOS NAS ÁREAS DE DESOVA

Marcovaldi[1*], M.A.; Thomé[2], J.C.; Almeida[2], A.P.L.S.; Lopez[1], G.G.; Santos[1], A.S.; Soares[1], L.S.; da Silva[3], A.C.C.D.; Castilhos[4], J.C.; Bellini[5], C.; Grossman[6], A.; Barata[7], P.C.R.

[1] Fundação Pró-Tamar, Salvador, Bahia, Brasil; [2] Projeto TAMAR-ICMBio, Vitória, Espírito Santo, Brasil;[3] Projeto TAMAR-ICMBio, Pirambu, Sergipe, Brasil; [4] Fundação Pró-Tamar, Pirambu, Sergipe, Brasil; [5] Projeto TAMAR-ICMBio, Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil; [6] Fundação Pró-Tamar, Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil; [7] Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil; - [*] E-mail: neca@tamar.org.br, Fax: (71) 3676-1067

Palavras chave: quelônios, tendência de população, TAMAR.

As tartarugas marinhas são animais com maturação tardia, que requerem vários anos, em alguns casos em torno de três ou quatro décadas, para atingirem a idade reprodutiva. Este fato biológico define a escala temporal dos programas de conservação e, conseqüentemente, é necessário um período de tempo relativamente longo para se avaliar os efeitos das ações de conservação sobre as populações de tartarugas marinhas. G.C. Hays (2004) mostrou que alguns programas de conservação ao redor do mundo já conseguiram produzir séries temporais de longo prazo indicando um aumento significativo de desovas de tartarugas marinhas. Apresentamos aqui uma compilação de dados, publicados em 2007, que indicam resultados positivos das ações de conservação em praias de desova no Brasil, realizadas desde 1982 pelo Projeto TAMAR (Programa Brasileiro de Conservação e Manejo de Tartarugas Marinhas). Acreditamos que estes resultados são importantes não apenas para o Brasil, mas também em termos internacionais.

O número de ninhos de tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) na Bahia e Sergipe foi estimado em 199 em 1991/1992 e em 1345 em 2005/2006, um aumento de aproximadamente 7 vezes em 15 anos. Além disto, foi estimado que houve entre 185 e 475 ninhos de tartaruga-de-pente na temporada reprodutiva de 2005/2006 em uma área no Rio Grande do Norte (Fig. 1). O número de ninhos de tartaruga-oliva (*Lepidochelys olivacea*) em Sergipe e Bahia foi estimado em 252 em 1991/1992 e em 2606 em 2002/2003, um aumento de aproximadamente 10 vezes em 11 anos (Fig. 2). Na temporada reprodutiva de 2006/2007, foram registrados 3872 ninhos de tartaruga-oliva. Para a tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*), o número estimado de ninhos para o Brasil aumentou em 5 vezes entre as temporadas de 1991/1992 e 2006/2007, de 1200 para 6000 ninhos (Fig. 3). Estes resultados fazem da população brasileira de tartarugas-cabeçudas uma das mais importantes do mundo, e das populações de tartarugas-olivas e de-pente, das maiores do Atlântico Ocidental para cada espécie. Apesar da população de tartarugas-de-couro (*Dermochelys coriacea*) que desova no Brasil (no Espírito Santo) ser relativamente pequena, o seu número de ninhos aumentou de 6 em 1993/1994 para 100 na temporada de 2006/2007 (Fig. 4). Na temporada reprodutiva de 2006/2007, aproximadamente 18.000 ninhos das cinco espécies de tartarugas marinhas existentes no Brasil (as quatro espécies mencionadas acima e a tartaruga-verde, *Chelonia mydas*) foram protegidos pelo TAMAR, ao longo de 1000 km de praias de desovas na costa brasileira e em ilhas oceânicas.

Estes resultados refletem o trabalho desenvolvido através de uma parceria de longo prazo entre o governo, uma organização não governamental, o setor privado e as comunidades locais para promover nacionalmente a conservação das tartarugas marinhas, sempre com ênfase na incorporação de aspectos humanos e sociais em todas as atividades de conservação. Entretanto, apesar destes resultados encorajadores e das ações de conservação do TAMAR, vários fatores ainda ameaçam as populações de tartarugas marinhas no Brasil, como a ocupação desordenada das regiões costeiras, a captura acidental em atividades de pesca e a poluição marinha. Além disto, a conservação das populações de tartarugas marinhas depende não apenas de esforços regionais, mas também de ações internacionais.

O Projeto TAMAR, um programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente, é afiliado ao ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, é co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobras.

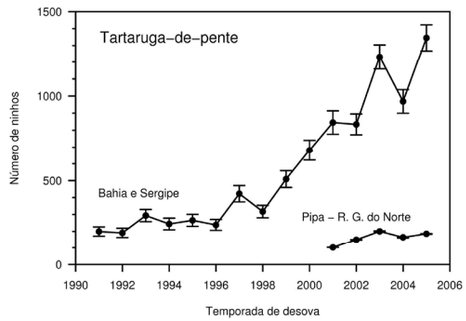


Figura 1: Número estimado de ninhos de tartaruga-de-pente por temporada reprodutiva. Curva superior: estados de Bahia e Sergipe, 1991/1992 a 2005/2006 (*n* = 8582). Curva inferior: região de Pipa, Rio Grande do Norte, 2001/2001 a 2005/2006 (*n* = 802). O primeiro ano de cada temporada reprodutiva está mostrado no eixo horizontal, e.g., 1992 = 1992/1993. Ver Marcovaldi et al. (2007) para detalhes.

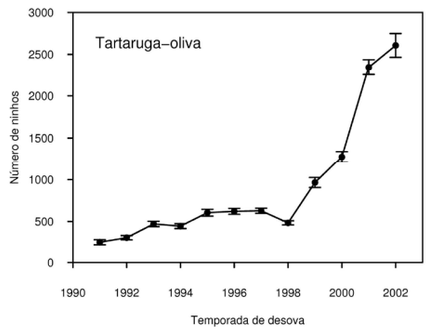


Figura 2: Número estimado de ninhos de tartaruga-oliva nos estados de Sergipe e Bahia, 1991/1992 a 2002/2003 (n = 10,975). Ver Da Silva et al. (2007) para detalhes.

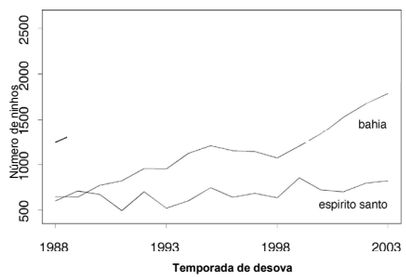


Figura 3: Número anual estimado de ninhos de tartaruga-cabeçuda na Bahia e Espírito Santo entre 1988/1989 e 2003/2004. Ver Marcovaldi e Chaloupka (2007) para detalhes.

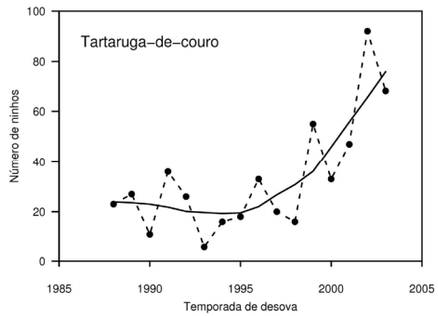


Figura 4: Número de ninhos de tartaruga-de-couro por temporada reprodutiva, estado do Espírito Santo, Brasil, 1988/1989 a 2003/2004 (*n* = 527). Ver Thomé et al. (2007) para detalhes.

REFERÊNCIAS

DA SILVA, A.C.C.D., J.C. DE CASTILHOS, G.G. LOPEZ, AND P.C.R. BARATA. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 87: 1047–1056.

G.C. HAYS. 2004. Good news for sea turtles. Trends in Ecology and Evolution 19: 349–351.

MARCOVALDI, M.A., & M. CHALOUPKA. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endangered Species Research 3: 133–143.

MARCOVALDI, M.A., G.G. LOPEZ, L.S. SOARES, A.J.B. SANTOS, C. BELLINI, AND P.C.R. BARATA. 2007. Fifteen years of hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) nesting in northern Brazil. Chelonian Conservation and Biology 6: 223-228.

THOMÉ, J.C.A., C. BAPTISTOTTE, L.M. DE P. MOREIRA, J. T. SCALFONI, A. P. ALMEIDA, D.B. RIETH, AND P.C.R. BARATA. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espírito Santo, Brazil, 1988–89 to 2003–04. Chelonian Conservation and Biology 6: 15–27.


XXVII
CONGRESSO BRASILEIRO DE
ZOOLOGIA

Padrões na reprodução de *Lepidochelys olivacea* no estado de Sergipe: intervalo internidal e fidelidade espacial.

Autores: Lelia Matos, Jaqueline Castilhos; Marilda Weber, Luis Vicente.

A tartaruga oliva, Lepidochelys olivacea, é cosmopolita na região tropical e relativamente abundante nas áreas de reprodução em arribada (em massa), contudo, na costa Oeste do Atlântico, onde se reproduz solitariamente, a sua abundância é menor. Estudos relativos ao padrão de reprodução nestas praias escasseiam, constituindo uma lacuna no conhecimento do seu comportamento, com prejuízo para a capacidade de avaliação e conservação das suas populações.
No Brasil, os principais sítios reprodutivos desta espécie são o Estado de Sergipe e a porção norte do Estado da Bahia. Entre as populações com desova solitária no Atlântico Oeste, as tartarugas oliva do Brasil são as únicas que têm registrado um crescimento populacional acentuado. Na actualidade, esta pode ser considerada a área de maior abundância da espécie, em todo o Atlântico Oeste.
É objetivo do presente trabalho a definição da periodicidade intra-anual de postura da tartaruga oliva, no estado de Sergipe, bem como a avaliação da sua filopatria reprodutiva.
A periodicidade de postura, designado como intervalo internidal, é o período decorrente entre uma postura e a tentativa seguinte (com ou sem sucesso), dentro de uma mesma temporada reprodutiva. A filopatria é a tendência demonstrada pelas fêmeas para desovar em local geograficamente próximo ao local da desova antecedente.

A coleta dos dados foi realizada pelo Projeto Tamar – ICMBio, segundo a metodologia do programa de marcação de fêmeas reprodutivas, durante as temporadas de 2004/05 a 2006/07, nas bases do estado de Sergipe: Abaís, Pirambu e Ponta dos Mangues.
Um teste de Qui-quadrado foi utilizado na análise da aleatoriedade da distribuição dos ninhos. A existência de filopatria foi investigada através do teste de independência G (Log-Likelihood Ratio) aplicado à tabela de contingência da localização de ninhos consecutivos.

Durante as três temporadas, foram marcadas 1141 fêmeas, das quais 173 retornaram. Obtiveram-se 145 intervalos internidais, do total de 202 intervalos intra-anuais.
A maioria das fêmeas realizou um intervalo internidal entre 21,2 e 23,5 dias (ẍ=22,35; SD=7,01; N=143).
As tartarugas marcadas no Abaís foram excluídas da análise de filopatria visto a amostra ser reduzida (N=13). As fêmeas encontradas no conjunto das bases Pirambu-Ponta dos Mangues, apresentam um padrão de postura não-aleatório ($\chi 2=101,88$; $v=1$; $\rho<0,05$). A localização do segundo ninho depende do antecedente ($G=34,093$; $DF=16$; $\rho<0,05$), sugerindo uma fidelidade ao local de postura.
Estes resultados são os primeiros na caracterização dos padrões reprodutivos de L. olivacea no Brasil e distintos das observações realizadas nas restantes populações de desova solitária da espécie.

PALAVRAS-CHAVE: LEPIDOCHELYS OLIVACEA; INTERNIDAL; REMIGRAÇÃO; FIDELIDADE; SERGIPE.

APRESENTAÇÃO ORAL: III ENCONTRO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, FARO, PORTUGAL (3-5 SETEMBRO, 2008)

CITAÇÃO:

MATOS, L., J. Castilhos, M. Weber, L. Vicente. 2008. Padrões na reprodução da tartaruga oliva, *Lepidochelys olivacea*, no estado de Sergipe (Brasil). In. P. Morais, A. Faria (Eds). Livro de resumos do "III Encontro Nacional de Pós-Graduação em Ciências Biológicas". pp. 19.

Resumo:

A tartaruga oliva, Lepidochelys olivacea, é cosmopolita na região tropical e abundante nas áreas de reprodução em arribada, contudo, na costa Oeste do Atlântico, onde se reproduz solitariamente, a sua abundância é menor. No Brasil, o seu esforço reprodutor concentra-se no litoral de Sergipe, onde a sua população tem registado um crescimento populacional acentuado.

Este trabalho pretendeu definir a periodicidade intra-anual de postura desta população, bem como avaliar a sua fidelidade espacial.

Os dados recolheram-se segundo a metodologia de marcação de fêmeas do Projeto Tamar – ICMBio, durante as temporadas reprodutivas de 2004/05 a 2006/07, nas bases do estado de Sergipe: Abaís, Pirambu e Ponta dos Mangues. As fêmeas retornadas realizaram um intervalo internidal médio de 22,5 dias (SD=7,05; N=132), superior ao que é comummente aceite. O cálculo da periodicidade de postura não mostrou diferença significativa considerando intervalos entre duas desovas ou entre uma desova e a tentativa seguinte (com ou sem sucesso). Contrariamente ao descrito para populações de desova solitária, L. olivacea no Brasil apresentou fidelidade espacial. O padrão de postura não é aleatório (_2=67,17; v=1; a=0,05; _<<0,001) e a localização do segundo ninho depende do antecedente (G=34,093; DF=16; _=0,05; _<0,01), distando em média 4,9 Km entre si

DIVERSIDADE DE MICROSSATÉLITES EM TARTARUGAS DE COURO, *Dermochelys coriacea* (REPTILIA: DERMOCHELYIDEAE), EM ÁREAS DE DESOVA E DE CAPTURA INCIDENTAL.

Molfetti, E[1]; Vargas, SM[1]; Monteiro, DS[2]; Estima SC[2]; Soares LS[3]; Santos, FR[1]

[1]Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, ICB, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brasil
[2]Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, NEMA, Rio Grande, RS, Brasil
[3]Fundação Pró-Tamar, Salvador, BA, Brasil

Palavras-chave: *Dermochelys*, microssatélites, diversidade genética

Dermochelys coriacea é a espécie de tartaruga marinha mais ameaçada de extinção no Brasil e no mundo, considerada "criticamente em perigo" pela IUCN e pelo IBAMA. A população de desova no Brasil é bastante restrita (cerca de 10 indivíduos por ano), ocorrendo apenas na costa do Espírito Santo. Apresenta larga distribuição pelos oceanos, por ser melhor adaptada a águas frias do que as outras espécies. No Brasil, também são observados na costa das regiões sul, sudeste e nordeste. Com o objetivo de analisar a diversidade genética da população de desova (Espírito Santo) e de uma população de área de captura incidental (Rio Grande do Sul) foram usados quatro *loci* de marcadores microssatélites autossômicos (Nigra32, Nigra200, Dc99 e P186). Biópsias de pele coletadas de 10 indivíduos da área de desova e 39 indivíduos da área de alimentação foram processadas e genotipadas para todos os *loci*. O *locus* Nigra32 apresentou 4 alelos e os *loci* Nigra200, Dc99 e P186 apresentaram 5 alelos cada. Para a área de desova, as heterozigosidades observadas (H_o) e esperadas (H_e) foram respectivamente, 0,56 e 0,66 para o *locus* Nigra32, 0,38 e 0,46 para Nigra200, 1,00 e 0,76 para Dc99 e 0,44 e 0,45 para P186, estando a população em equilíbrio de Hardy-Weinberg (HW) para todos os *loci*. A média da H_e para esta população foi 0,58. Já para a área de alimentação, as H_e e H_o foram 0,47 e 0,52 para Nigra32, 0,13 e 0,36 para Nigra200, 0,30 e 0,59 para Dc99 e 0,26 e 0,48 para P186, estando à população em equilíbrio de HW apenas para o *locus* Nigra32. A média da H_e para esta população foi 0,49. O fato de não ser observado o equilíbrio de HW para a população de captura incidental indica que há uma subestruturação populacional, isto é, estas tartarugas devem ser oriundas de distintas localidades, tal como indicado por estudos prévios com o DNA mitocondrial (DNAmt). Estes resultados também mostram índices de diversidade relativamente baixos quando comparados com uma população de área de alimentação de *Caretta caretta* (espécie considerada "em perigo de extinção") que apresentou H_e média igual a 0,89. As conclusões são relevantes, pois mostram a necessidade urgente da conservação da espécie *D. coriacea* em nível global. Como são animais migratórios que ocorrem nos vários oceanos e zonas costeiras dos diferentes continentes, o esforço e a conscientização devem ser em escala mundial, para que não se perca ainda mais diversidade genética desta espécie, aumentando suas chances de sobrevivência na natureza.

Apoio Financeiro: CNPq, CAPES e CENPES/PETROBRAS

ALELOS EXCLUSIVOS INDICAM INTROGRESSÃO EM ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS.

Vargas SM[1]; Soares, L[2]; Santos, FR[1]
[1] Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais. sarahmvbio@yahoo.com.br
[2] Fundação Pró-Tamar

A tartaruga de pente, *Eretmochelys imbricata*, é considerada criticamente ameaçada pela IUCN, e no Brasil, devido à pesca e captura para peças de artesanato, são poucas as desovas remanescentes. Já a tartaruga cabeçuda, *Caretta caretta* é considerada em perigo pela IUCN e pelo IBAMA. Hibridização entre essas duas espécies já foi relatada em estudos utilizando DNA mitocondrial, mas a natureza uniparental deste marcador limita a resolução dos resultados exigindo análises adicionais com marcadores nucleares autossômicos. Neste estudo buscamos identificar alelos exclusivos em populações das espécies parentais (*E. imbricata* e *C. caretta)* através do uso de 5 *loci* de microssatélites (OR1, OR2, OR3, Cc1G02 e Cc1G03). Foram analisados 134 indivíduos da espécie *E. imbricata* (com DNAmt de *E. imbricata*), 71 indivíduos da espécie *C. caretta* (com DNAmt de *C. caretta*) e 53 indivíduos híbridos do litoral norte da Bahia (anteriormente identificados morfologicamente como *E. imbricata*, mas com DNAmt de *C. caretta)*. Para os 5 *loci* foram encontrados 37 alelos na população de *E. imbricata* (média de 7,4 alelos/*locus*), dentre os quais, 18 alelos eram exclusivos para esta espécie (média de 3,6 alelos exclusivos/*locus*). Na população de *C. caretta* foram encontrados 41 alelos (média de 8,2 alelos/*locus*) dentre os quais, 21 alelos exclusivos (média de 4,2 alelos exclusivos/*locus*). A população híbrida apresentou 40 alelos (média de 8 alelos/*locus*) sendo, 13 alelos exclusivos de *E. imbricata*, 12 exclusivos de *C. caretta*, 15 compartilhados entre as duas espécies e nenhum exclusivo de híbridos. As médias das heterozigosidades observadas (H_O) e esperadas (H_E) para as três populações estudadas foram 0,39 e 0,51 para a população de *C. caretta* (sendo um *locus* monomórfico e 2 *loci* em Equilíbrio de Hardy-Weinberg (EHW)), 0,42 e 0,44 para *E. imbricata* (4 *loci* em EHW) e 0,89 e 0,7 para híbridos (apenas 1 *locus* em EHW), fato este que demonstra claramente a natureza híbrida desta população que apresenta a grande maioria de seus indivíduos heterozigotos por possuírem alelos específicos tanto da espécie *C. caretta* como de *E. imbricata*. Mesmo com uma freqüência de 11% de indivíduos homozigotos, nenhum indivíduo da população híbrida apresentou homozigose para mais de 2 *loci* e no mínimo 5 indivíduos híbridos apresentaram possível introgressão (cruzamento com uma das espécies parentais) com *E. imbricata* e 2 com *C. caretta* para pelo menos 1 *locus*. Em larga escala, este processo de hibridização com subseqüente introgressão pode colocar em risco a identidade das espécies parentais, bem como afetar o valor adaptativo populacional. Caso sejam detectadas, futuramente, conseqüências deletérias deste processo de hibridização, medidas de conservação devem ser tomadas no sentido de diminuir o impacto deste evento para garantir a integridade destas duas espécies ameaçadas de extinção.

Apoio financeiro: CAPEs (custeio de laboratório e bolsa), CENPES/PETROBRAS (coleta do material biológico)

Artigos Internacionais

ALMEIDA, A. P.; BAPTISTOTTE, C.; SANTOS, A. S.; SERAFINI, T. Z. Captive-raised loggerhead turtle (*Caretta caretta*) found nesting eight years after release. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, v. 115, p. 11-13, 2007.

ALMEIDA, A. P.; MENDES, S. L. An analysis of the role of the local fishermen on the conservation of the loggerhead turtle, *Caretta caretta* in Pontal do Ipiranga, Linhares, ES, Brazil. **Biological Conservation**, United Kingdom, v.134, p. 106-112, 2007.

GROSSMAN, A.; BELLINI, C.; FALLABRINO, A.; FORMIA, A.; MBA, J. N.; OBAMA, C. Second TAMAR-tagged hawksbill recaptured in Corisco Bay, West África. **Marine Turtles Newsletter**, v. 116, n.26, 2007.

GROSSMAN, A.; MENDONÇA, P.; COSTA, M. R.; BELLINI, C. Morphometrics of the Green Turtle at the Atol das Rocas Marine Biological Reserve, Brazil. **Marine Turtle Newsletters**, v.118, p.12-13, 2007.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; GODFREY, M. H. Incidental Capture of a Leatherback Along the Coast of Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, v.117, p.11. 2007

LÓPEZ-MENDILAHARSU, M.; SALES, G.; GIFFONI, B.; MILLER, P.; FIEDLER, F. N.; DOMINGO, A. Distribución y composición de tallas de las tortugas marinas (Caretta caretta y Dermochelys coriacea) que interactuan con el palangre pelagico en el Atlantico Sur. **Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT**, v.60, n.6, p. 2094-2109, 2007.

MARCOVALDI, M. A.; CHALOUPKA, M.; Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. **Endangered Species Research,** Alemanha, v. 3, p.133-143, 2007.

MARCOVALDI, M. A.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S.; SANTOS, A. J. B.; BELLINI, C.; BARATA, P. C. R. Fifteen years of Hawksbill sea turtle (Eretmochelys imbricata) Nesting in Northern Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v.6, n. 2, p.223-228, 2007.

SILVA, A. C. C. D.; CASTILHOS, J. C.; LOPEZ, G. G.; BARATA, P. C. R. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (Lepidochelys olivacea) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. **J. Mar. Biol. Ass.**, United Kingdom, v. 87, p. 1047-1056, 2007.

THOMÉ, J. C. A., BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M. P.; SCALFONI, J. T.; ALMEIDA, A. P.; RIETH, D. B.; BARATA, P. C. R. Nesting Biology and conservation of the leatherback sea turtle (Dermochelys coriacea) in Espírito Santo State, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachusetts, v.6, n.1, p.15-27, 2007.

Artigos Nacionais

ALMEIDA, A. P.; GASPARINI, J. L.; ABE, A. S.; ARGOLO, A. J. S.; BAPTISTOTTE, C.; FERNANDES, R.; ROCHA, C. F. D.; VAN SLUYS, M. Os répteis ameaçados de extinção no Estado do Espírito Santo. In: PASSAMANI, M.; MENDES, S. L. (Orgs.). **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória: Instituto de Pesquisa da Mata Atlântica, 2007, p.65-74.

Eventos Internacionais

BECKER, J. H., GALLO, B., MACEDO, S., ALMEIDA, B. A. D. L., FERNANDES, J. S., GIFFONI, B. B., WERNECK, M. R., OTTONI, G. F. Captura incidental de tartarugas marinhas em cercos flutuantes em Ubatuba, São Paulo, Brazil. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.p.44 - 45

COLUCHI, R.; LINS, J. E.; SALES, G.; GIFFONI, B.; TRAVASSOS, P. Caracterização da captura incidental de tartarugas marinhas pela pesca de espinhel pelágico no nordeste do Brasil, 2004-2005. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.

FERREIRA JÚNIOR, P. D.; ROSSATI, L. M.; SILVA, R.H.; CASTRO, J. T.; SCALFONI, J. T.; TOREZANI, E. Influência do local da desova na reprodução de Caretta caretta no Espírito Santo. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

FIEDLER, F. N.; KOTAS, J. E.; GIFFONI, B. B.; SALES, G.; CONSULIM, C. E. N.; DIEGUES, R. F.; SOUZA, N. L. Diagnóstico das pescarias com rede de emalhe no sudeste/sul do Brasil, com frotas sediadas em Ubatuba (SP), Itajaí, navegantes e Porto Belo (SC), entre os anos de 2005 e 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

FIEDLER, F. N.; SALES, G.; SOUZA, N. L. Resultados preliminares da caracterização da pescaria de espinhel de superfície nos Portos de Itajaí e Navegantes (SC). In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.

GOLDBERG, D. W.; SILVA, L. C. C. P.; MOREIRA, S. B.; BANDEIRA, W; MARIGO, J.; WANDERLINDE, J. Avaliação Hematológica em três espécies de tartarugas marinhas na Bacia de Campos - RJ. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ZOOLÓGICOS DO BRASIL, 31.; ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16.; CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN LATINOAMERICANA DE PARQUES ZOOLÓGICOS Y ACUÁRIOS, 14., 2007. São Paulo. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2007.

HANN, A. T.; SOARES, L.; CASTILHOS, J. C.; BONATTO, S. L. Variabilidade genética da tartaruga oliva (Lepidochelys olivacea) no Brasil através de marcadores microssatélites: dados preliminares. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.

JARDIM, A; SILVANO, R. A. M. Ethnobiology of sea turtles in two fishing communities at the Southeastern Brasilian Coast, Brazil. In: **SOCIETY FOR HUMAN ECOLOGY CONFERENCE**, 15. Rio de Janeiro, 2007. [S.l.:s.n.], 2007.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Encalhes de tartarugas marinhas da espécie Lepidochelys olivacea no estado do Ceará durante o período compreendido de janeiro de 2006 a maio de 2007. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Recapturas de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará durante o período de 1993 a 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR. Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Registros de tartarugas marinhas capturadas acidentalmente em manzuá para peixe observado pelo Projeto TAMAR-ICMBio, Ceará em 2006. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Segunda contribuição para conhecimento de algumas espécies marinhas capturadas em currais de pesca, monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante o ano de 2005 em Almofala, Ceará. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; SPIANDORIM, M.; SANTANA, L. M. B. Segundo levantamento de encalhes de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no litoral do Ceará durante os anos de 2005 e 2006. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2007.

MARCOVALDI, M. A; SALES, G; THOME, J. C. A; SILVA, A. C. C. D; GIFFONI, B. B. Evaluation of interaction between sea turtles and pelagic longline fisheries in Brazil: homogeneous fisheries as management units. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 27.,2007, Myrtle Beach. **Proceeding...** [S.l.: s.n.], 2007

MARCOVALDI, M. A.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P.; LOPEZ, G. G.; SILVA, A. C. C. D.; SOUZA, M. A. Satellite telemetry studies in brazilian nesting areas: preliminary results. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 27., 2007, Myrtle Beach. Proceedings... [S.l.: s.n.], 2007.

MATOS, L. M.; SILVA, A. C.; WEBER, M. I.; CASTILHOS, J. C.; VICENTE, L. M. Olive ridley sea turtle internesting intervals at Pirambu, Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 27., 2007, Myrtle Beach. **Proceedings... [**S.l.: s.n.], 2007.

MELO, M. T. D.; SANTANA, L. M. B.; SPIANDORIM, M.; LIMA, E. H. S. M. Programa de visitas orientadas realizadas no centro de educação ambiental do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala, Ceará. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

MENDONÇA, P.; GROSSMAN, A.; COSTA, M. R.; BELLINI, C. Morfometria da tartaruga verde (Chelonia mydas) na reserva biológica marinha do Atol das Rocas-RN, Brasil. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

MONTEIRO, F. O.; GOLDBERG, D. W.; MOREIRA, S. B.; SILVA, L. C. C. P.; BANDEIRA, W.; WANDERLINDE, J. Primeiro relato de fibropapilomatose na Bacia de Campos - RJ. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ZOOLÓGICOS DO BRASIL, 31.; ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16.; CONGRESO DE LA ASOCIACIÓN LATINOAMERICANA DE PARQUES ZOOLÓGICOS Y ACUÁRIOS, 14., 2007. São Paulo. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2007.

REIS, E. C.; ALBANO, R. M.; LOBO-HAJDU, G.; MARCOVALDI, M .A.; SOARES, L. Estudo de variabilidade da região controle do DNAmit de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta (Linnaeus, 1758) de áreas de desova nos estados do Rio de Janeiro e Sergipe. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

REIS, E. C.; ALBANO, R. M.; LÔBO-HAJDU, G.; MARCOVALDI, M. A.; SOARES, L. Sistema de rastreamento de haplótipos da região controle do DNAmit de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta (Linnaeus, 1758) baseado na técnica combinada de PCR-SSCP. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

REIS, E. C., MARCOVALDI, M. A., SOARES, L. S., LOBO-HAJDU, G. Diversidade genética da região controle do dnamit de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta (Linnaeus, 1758) de áreas de desova e captura incidental no litoral brasileiro. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.

SALES, G.; LOPEZ, G. G.; SANTOS, A. S.; VIANNA, P.; SERAFINI, T. Z. Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca artesanal registrada pelo projeto TAMAR-IBAMA no litoral norte da Bahia, Brasil. In: CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

SILVA, M. I.; FIEDLER, F. N.; MARENZI, R. C. Etnoecologia sobre a tartaruga marinha e a sua captura incidental na pesca de pequena escala: estudo de caso na Praia da Canoa (Barra Velha/SC). CONGRESSO LATINO AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

STAHELIN, G. D.; WANDERLINDE, J.; LIMA, E. P. e. Informações Preliminares sobre o Perfil Biológico de Chelonia mydas (Linnaeus,1758) na Ilha de Santa Catarina entre janeiro de 2005 e junho de 2006. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE CIÊNCIAS DO MAR, 12., 2007, Florianópolis. **Anais ...** [S.l.]: Aoceano, 2007.

VARGAS, S. M.; ARAUJO, F. C.; MONTEIRO, D.; ESTIMA, S. C.; THOME, J. C. A.; SOARES, L. S.; SANTOS, F. R. Diversidade genética e origem de tartarugas de couro (Dermochelys coriacea) encontradas na costa brasileira. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.

VARGAS, S. M.; ARAUJO, F. C.; MONTEIRO, D.; ESTIMA, S. C.; THOME, J. C. A.; SOARES, L. S.; SANTOS, F. R. Leatherback Turtles MTdna Haplotypes on the Brazilian Coast. In: ANUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 27., 2007, Myrtle beach. **Proceedings...** [S.l.: s.n.], 2007.

VERÍSSIMO, L. F.; OLIVEIRA JUNIOR, N. L.; MOURA, R. L. Redução das capturas incidentais de tartarugas marinhas no sul do Banco dos Abrolhos. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007. Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007, p.71-72.

VILAÇA, S. T.; LARA-RUIZ, P.; SOARES, L. S.; LOPEZ, G. G; SANTOS, F. R. Unidirectional Introgression Between Eretmochelys imbricata and Caretta analyzed by PCR-RFLP. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 27; 2007, Myrtle Beach. **Procedings...** [S.l.:s.n.], [2007].

WERNECK, M. R., GALLO, B., SILVA, R. J. Helmintofauna de Chelonia mydas Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) necropsiadas na Base do Tamar-Ibama em Ubatuba, São Paulo, Brasil. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007 p.36 - 37

WERNECK, M. R., GIFFONI, B. B., GALLO, B. Relato de caso de ingestão e liberação de anzol por tartaruga verde (Chelonia mydas). In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007.p.72-73.

WERNECK, M. R.; VERISSIMO, L. F.; BALDASSIN, P.; GAGLIARDI, F.; TADASHI, E.; WANDERLINDE, J.; BAPTISTOTTE, C.; MELO, M. T. D.; LIMA, E. H. S. M.; GALLO, B.; SILVA, R. J. Análise parasitológica de Dermochelys coriacea Linnaeus 1766 no Atlântico Sul Ocidental. In: JORNADA DE CONSERVACIÓN E INVESTIGACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN EL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 3., 2007, Piriápolis. **Libro de resumenes...** [S.l.: s.n.], 2007, p.73-74.

Eventos Nacionais

FERNANDES, J. S; GALLO, B. M. G; BECKER, J. H.; ALMEIDA, B. A. D. L. Atendimento de público por estagiários no centro de visitantes da base de Ubatuba do Projeto TAMAR-IBAMA. In: **Encontro Estadual de Educação Ambiental,** 3., 2007, São José do Rio Preto.

FUTEMA, F.; GIUFFRUDA, L. A.; CAMPOS, M. A. R.; WERNECK, M. R.; BALDASSIN, P.; CREDIE, L. F. G. A.; ESTRELLA, J. P. N. Brachial plexus block in the green turtle Chelonia mydas using a peripheral nerve stimulator and the multiple injection technique In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIO DE ANIMAIS SELVAGENS, 26., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2007.

LOPES, L. F. L.; MIRANDA, B. S.; ROSSI, S.; REIS, E. F.; RODRIGUES, D. P.; WERNECK, M. R.; BECKER, J. H.; MATUSHIMA, E. R. Presença de Salmonella spp. em tartarugas marinhas e as conseqüências para o manejo em cativeiro e reintrodução In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA

DE VETERINÁRIO DE ANIMAIS SELVAGENS, 26., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2007.
MAGALHÃES, M. S.; SANTOS, A. J. B.; COLUCHI, R.; SOUSA, P. A. G.; SILVA, N. B.; PAPA, P. C.; MOURA, C. E. B. Análise comparativa do tubo digestório de tartarugas marinhas das espécies Chelonia mydas (Linnaeus 1758) e Lepidochelys olivacea (Escholtz,1829). In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 16., 2007, Garanhuns. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2007.

MAGALHÃES, M. S.; SILVA, P. F.; SANTOS, A. J. B.; COLUCHI, R.; SILVA, N. B.; MOURA, C. E. B. Biometria do tubo digestório de indivíduos das espécies Chelonia mydas (Linnaeus 1758) e Lepidochelys olivacea (Escholtz 1829). In: SIMPÓSIO DE BIOLOGIA MARINHA, 10., 2007, Santos. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2007.

MENDONÇA, P.; GÜNTZEL-RISSATO, C.; CAZZETTAM, M.; FREITAS, A.; MELLO, F. B. Ecopedagogia em unidades de conservação marinhas: relato de intervenção na comunidade de Fernando de Noronha-PE, Brasil. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 19., 2007, Rio Grande. **Resumo...** [S.l.: s.n.], 2007.

ROSSI, S.; PUERTO, A. G.; SA-ROCHA, V. M.; KINOSHITA, D.; ZIMOVSKI, I. M.; ZWARG, T.; WERNECK, M. R.; SA-ROCHA, L. C.; MATUSHIMA, E. R. A citometria de fluxo como ferramenta para investigar a fibropapilomatose em Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) (Testudines, Cheloniidae) In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIO DE ANIMAIS SELVAGENS, 26., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2007

ROSSI, S.; SANCHES, T. C.; CESAR, M. O.; WERNECK, M. R.; MATUSHIMA, E. R. Perfil hematológico de Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) (Testudines, Cheloniidae) de acordo com o grau de acometimento pela fibropapilomatose e sua ausência In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIO DE ANIMAIS SELVAGENS, 26., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2007.

SILVA, P. F.; MAGALHÃES, M. S.; SANTOS, A. J. B.; COLUCHI, R.; SILVA, N. B.; MOURA, C. E. B. Presença de Lixo no tubo digestório de tartarugas marinhas no litoral do Rio Grande do Norte e possíveis lesões decorrentes desta contaminação. In: SIMPÓSIO DE BIOLOGIA MARINHA, 10., 2007, Santos. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2007.

VARGAS, S. M.; SOARES, L. S.; SANTOS, F. R. Diversidade de microssatélites em tartarugas cabeçudas, Caretta caretta (reptilia: chelonoidae), capturadas imcidentalmente no litoral sul/ sudeste do Brasil.. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 53., 2007, Águas de Lindóia, 2007

ZWARG, T.; ROSSI, S.; CESAR, M. O.; WERNECK, M. R.; MATUSHIMA, E. R. Relação entre variáveis biométricas de Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) (Testudines, Cheloniidae), quantidade e área de fibropapilomas. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIO DE ANIMAIS SELVAGENS, 26., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2007.

ZWARG, T.; ROSSI, S.; SANCHES, T. C.; ZIMOVSKI, I. M.; CASAGRANDE, R. A.; CESAR, M. O.; WERNECK, M. R.; MATUSHIMA, E. R. Perfil hematológico da tartaruga verde (Chelonia mydas) (Linnaeus, 1758) (Testudines, Chelonnidae), com e sem fibropapilomatose In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIO DE ANIMAIS SELVAGENS, 26., 2007, São Paulo. **Anais...** São Paulo: [s.n.], 2007.

Tese de Doutorado

BAPTISTOTTE, C. 2007. 63 f. **Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira.** Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. Disponível na Base: Espírito Santo.

Dissertações de Mestrado

GOLDBERG, D. W. 2007. 99 f. **Determinação do perfil bioquímico de tartarugas marinhas de vida livre da espécie** Caretta caretta **(LINNAEUS, 1758) em nidação na Bacia de Campos - RJ.** Dissertação (Mestrado) - Departamento de Patologia e Clínica Veterinária, Universidade Federal Fluminense, Niterói - RJ, 2007. Disponível na Base: Rio de Janeiro

PIRES, T. T. Avaliação do hemograma, bioquímica sérica e perfil eletroforético de proteínas de tartaugas marinhas caretta caretta (LINNAUEUS, 1758) de vida livre e em cativeiro. Salvador, 2007. 58 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal nos Trópicos, na Área de Saúde Animal) - Universidade Federal da Bahia. Escola de Medicina Veterinária.

WERNECK, M. R. 2007. **Helmintofauna de** Chelonia mydas **necropsiadas na base do Projeto TAMAR-IBAMA em Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil.** Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP, São Paulo, 2007. Disponível na Base: Ubatuba-SP

Monografias

ANDRADE, F. G.; SALMAZO, I. L. 2007. **A prática do ecoturismo no Projeto TAMAR-ICMBio: estudo de caso da Base de Ubatuba.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Turismo) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2007.
Disponível na Base: Ubatuba- SP

CARVALHO, R. D. B. Identificação de parasitas intestinais e sua importância na conservação de tartarugas marinhas das espécies caretta caretta e eretmochelys imbricata, criadas em cativeiro na Praia do Forte - Bahia. Lauro de Freitas, 2007. 42f. Monografia (Graduação em Medicina Veterinária) - União Metropolitana de Educação e Cultura. Faculdade de Ciências Agrárias e da Saúde.

FADINI, L. S. 2007. 44 f. **Análise da influência dos parâmetros físicos e biológicos na duração da incubação e no sucesso de eclosão da** Caretta caretta **(Linnaeus, 1758) (Cryptodira, Cheloniidae) nas praias do Espírito Santo.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Centro Universitário Vila Velha - UVV, Vila Velha, 2007.
Disponível na Base: Espírito Santo

MACEDO, G. R. Ingestão de resíduos antropogênicos por tartarugas marinhas no Litoral Norte do Estado da Bahia, Brasil. Salvador, 2007, 62 f. Monografia (Graduação em Medicina Veterinária) – Universidade Federal da Bahia. Escola de Medicina Veterinária.

SIMBARA, L. 2007. **Projeto TAMAR:** Base de Ubatuba. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Fotografia) - Centro Universitário SENAC, São Paulo, 2007.
Disponível na Base: Ubatuba- SP

SOUZA, J. M. **Organização de acervo fotográfico digital do Projeto Tartaruga Marinha (Tamar): estudo de caso para análise da indexação e catalogação utilizando o software Portfolio.** 2007. 38 f. Monografia (Graduação em Biblioteconomia) - Instituto de Ciência da Informação, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2007.

WOODHEAD, L. 2007. **Análise histológica de gônadas de tartarugas verdes** Chelonia mydas **(Linnaeus 1758), encontradas na região de Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo.** Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Medicina Veterinária) - Universidade Luterana do Brasil - ULBRA, Canoas, 2007.
Disponível na Base: Ubatuba- SP

PÓS- GRADUAÇÃO

ROCHA, D. A. S. 2007. 42f. **Ações de Valorização Cultural:** uma prática de educação ambiental desenvolvida pelo Projeto TAMAR/IBAMA em Pirambu-SE. Monografia (Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de Ecossistemas Costeiros) - Núcleo de Ecossistemas Costeiros, Universidade Federal de Sergipe, 2007.

Boletins TAMAR

TAMAR, 2007. Projeto TAMAR-IBAMA -Fundação Pró-TAMAR, Ano XI, Número 35, Janeiro.

TAMAR, 2007. Projeto TAMAR-IBAMA -Fundação Pró-TAMAR, Ano XI, Número 36, Abril.

TAMAR, 2007. Projeto TAMAR-IBAMA -Fundação Pró-TAMAR, Ano XI, Número 37, Julho.

TAMAR, 2007. Projeto TAMAR-IBAMA -Fundação Pró-TAMAR, Ano XI, Número 38, Outubro.

TAMAR, 2007. Projeto TAMAR-ICMBio - Fundação Pró-TAMAR, Ano XI, Número 39, Dezembro.

J. Mar. Biol. Ass. U.K. (2007), **87**, 1047–1056
Printed in the United Kingdom
doi: 10.1017/S0025315407056378

Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003

Augusto Cesar C.D. da Silva*§, Jaqueline C. de Castilhos†, Gustave G. Lopez‡ and Paulo C.R. Barata∫

*Projeto TAMAR-IBAMA, Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu – SE, 49190-000 Brazil. †Fundação Pró-TAMAR, Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu – SE, 49190-000 Brazil. ‡Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho, Salvador – BA, 41950-970 Brazil. ∫Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, Rio de Janeiro – RJ, 21041-210 Brazil. §Corresponding author, e-mail: cesar@tamar.org.br

This article presents biological data and an assessment of the conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) population nesting in the States of Sergipe and Bahia, north-eastern Brazil, between 1991/1992 and 2002/2003. Projeto TAMAR-IBAMA (the Brazilian Sea Turtle Conservation Programme) maintains seven field stations in that region to monitor nesting activity over 339 km of beach. An increasing trend was observed in the estimated number of nests per nesting season: from 252 nests in 1991/1992 to 2606 in 2002/2003, an approximately 10-fold increase in 11 years. The available data and biological knowledge suggest that TAMAR's conservation efforts may have contributed to the significant increase in olive ridley nesting in Sergipe and Bahia; that increase is not only of regional importance, but also of significance at the western Atlantic level.

INTRODUCTION

The olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*; in Portuguese: 'tartaruga-oliva', 'tartaruga-pequena' or 'tartaruga-comum') has a nearly circumglobal distribution in tropical waters (Márquez, 1990). This species is currently classified as Endangered by the International Union for the Conservation of Nature (IUCN, The World Conservation Union; Red List Standards & Petitions Subcommittee, 1996). In the eastern Atlantic, nesting by olive ridleys has been reported in Africa between Guinea-Bissau and Angola (Fretey, 2001). In the western Atlantic, this species has limited distribution and nests mainly in Suriname, French Guiana, and north-eastern Brazil (Fretey, 1999; Marcovaldi, 2001).

In Brazil, olive ridley nesting is concentrated in the State of Sergipe and the northern section of the State of Bahia (Figure 1). North of this region, a single olive ridley nest was recorded in April 2002 in the State of Ceará (Lima et al., 2003; Figure 1); nesting by olive ridleys is known to occur on the southern State of Alagoas coast (contiguous to the State of Sergipe; Figure 1), but no reliable information on the annual number of nests is available (Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian Sea Turtle Conservation Programme, unpublished data, 2006). To the south of Sergipe and Bahia, a small number of olive ridley nests (1–4 per season) were recorded in the State of Espírito Santo (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999; Figure 1). Other sea turtle species nesting in the States of Sergipe and Bahia are loggerheads (*Caretta caretta*), hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) and, in small numbers, green turtles (*Chelonia mydas*) (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999).

Projeto TAMAR-IBAMA (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999) began working in Sergipe and northern Bahia in 1982, initially at Pirambu (Sergipe) and Praia do Forte (Bahia) and later extended its activities to other sections of the coastline. When TAMAR started working in Sergipe, nearly all clutches were being collected for human consumption and local inhabitants indicated that no hatchlings had been



Figure 1. Map of Brazil, showing the location of the three TAMAR stations in the State of Sergipe and the four stations in the State of Bahia. Other Brazilian states mentioned in the text are also indicated.

seen for more than 15 years. In Bahia, human habitation was low and the beaches were not easily accessible, and nest poaching although prevalent was not as intensive as in Sergipe. It is interesting to note that although olive ridleys are known to form 'arribadas' (large nesting aggregations) on many beaches (Márquez, 1990), there are no observations, historical records or oral accounts by old fishermen of arribadas in the study area.

Today, TAMAR maintains seven field stations in Sergipe and northern Bahia to monitor nesting activity over 339 km of beach. Additionally, TAMAR since the beginning sought to incorporate the interests and needs of the coastal communities in its conservation work through various educational, economic and cultural activities. Given the intensive monitoring and conservation efforts of TAMAR in Sergipe and northern Bahia, the objectives of this article are to describe the population trend and reproductive biology of olive ridleys nesting in that region over 12 nesting seasons as well as to assess management practices and the relative importance of the Brazilian population.

MATERIALS AND METHODS

Study area and period

In the States of Sergipe and Bahia, TAMAR covers 339 km of beach between latitudes 10°31'S (the mouth of the São Francisco River, at the border between the States of Sergipe and Alagoas) and 12°28'S (Salvador, the State of Bahia capital) (Figure 1). In Sergipe, nesting activity is monitored at three TAMAR stations: Ponta dos Mangues (36 km), Pirambu (53 km) and Abaís (36 km), covering 125 km of beach (Figure 1); a central portion of Sergipe's coast measuring about 38 km, around Aracaju, the state capital, is not monitored—nowadays, a very small number of sea turtle nestings occur in that area, possibly as a result of anthropic actions. In Bahia, nesting is monitored at four TAMAR stations: Sítio do Conde (80 km), Costa do Sauípe (57 km), Praia do Forte (30 km) and Arembepe (47 km), covering 214 km of beach (Figure 1).

The northern part of the State of Bahia and the State of Sergipe are located within the tropical zone, with warm temperatures and a dry summer (climate Am in Koeppen's classification; De Blij & Muller, 1993). The coastline of Sergipe is composed of high energy beaches with an open, rock-free offshore approach. Beaches are backed by coastal sand dunes with lagoons located relatively close to the dunes in some areas. In northern Bahia, much of the coastline consists of sandy beaches with rocks and coral reefs located close to shore; the beaches are generally backed by coastal sand dunes and seasonal or permanent wetlands. Sand in the study area varies from coarse to fine grained, and from yellow to white in colour.

The nesting season for olive ridleys in Brazil is during the austral summer, from September to March, so each nesting season is denoted by a two-year code, e.g. 1994/1995. As nestings have been observed in all months of the year, a definite date is needed to mark the start of each season, which has been arbitrarily defined as 1 July. Although TAMAR began its activities in the study area in 1982, only data from 1991/1992 onwards are used, because of the availability of data for the whole study area only from that season. The study period includes 12 nesting seasons, from 1991/1992 to 2002/2003.

Data collection

TAMAR's regular fieldwork is carried out from 15 September to 15 March. This period has been chosen because it has been TAMAR's experience (obtained from beach surveys), and common knowledge among local people, that the large majority of sea turtle nesting in the study area occurs in that period. Information on nestings occurring outside the regular monitoring period arrive only opportunistically to TAMAR; these nestings are assumed to be no more than 1–2% of the annual total.

Although TAMAR's goal has been to leave every nest *in situ*, clutches that were at risk from tidal inundation, predators, poaching (collection of eggs for human consumption), beach illumination, or habitat alteration were either transferred to open beach hatcheries or to another location on the beach. Hired fishermen, who worked under the supervision of TAMAR's biologists, surveyed the beaches every morning, located and counted nests laid the previous night, marked those that would incubate *in situ*, and collected those clutches that needed to be transferred to open beach hatcheries or to other sections of beach under the management of TAMAR's stations. In years with economic restrictions, some beaches with known low levels of poaching were simply monitored for numbers of nests laid with no relocation; on some of these beaches, the turtles' tracks and nesting attempts were erased, making it harder for the nests to be located. On these beaches, all clutches were left *in situ*, under TAMAR's protection, but no nest inventory was carried out after hatching; it is hypothesized that these nests most likely underwent normal incubation. Due to economic restrictions in some years, some areas under TAMAR's management were monitored only during part of a nesting season, and occasionally they were not monitored at all.

Date of laying and date of hatchling emergence were recorded for all nests on monitored beaches or in hatcheries. Nests monitored *in situ*, in the hatcheries or at the transferred location on the beach were excavated after emergence, to determine clutch size and number of live hatchlings. The clutch species was identified, if possible, by examining dead or live hatchlings in the nest. In this article, we also use data on clutches identified as belonging to other species or not identified to species when estimating the total number of olive ridley clutches in each season; more explanation follows below. All nesting data have been entered into TAMAR's standardized national database.

Nesting females were found mainly opportunistically on the beaches during regular fieldwork. Females encountered when nesting were tagged (monel tags, National Band and Tag Co., USA, style 681) and curved carapace length (CCL) and curved carapace width measurements were taken with flexible plastic tapes. Projeto TAMAR's field methodology has been described in detail by Marcovaldi & Laurent (1996) and Marcovaldi & Marcovaldi (1999).

Data analyses

To estimate the total number of olive ridley nests per season, data for each season were analysed at the level of individual beaches in Sergipe (12 beaches) because of

marked differences in the temporal coverage of monitoring on each beach. In Bahia, due to the nearly homogeneous temporal monitoring coverage among the beaches in the area under the management of each station, data for each season were analysed at the level of each TAMAR station, i.e. for all beaches combined for each station. The results for all individual beaches in Sergipe and stations in Bahia were then summed to estimate the total number of olive ridley nests in a season. The estimation method took into account the possible variation in the relative proportion of nests laid by the different sea turtle species on each beach or in each station area, as well as the varying temporal coverage among the different beaches and stations. All nests were used in this analysis, regardless of whether they were left *in situ*, transferred to a hatchery, or relocated to a different section of the beach. The procedure used to estimate the number of nests per season is described below.

For each beach or station, a crude estimate of the number of olive ridley nests in a season was determined. This estimate was the sum of the number of nests known to belong to olive ridleys and the number of olive ridley nests estimated from nests of unknown species that were recorded. To estimate the number of olive ridley nests from nests of unknown species, the number of nests of unknown species was multiplied by the ratio: number of olive ridley nests/number of nests of known species. The nests for which the species was known were regarded as a random sample of the total number of nests laid on the beach or in the station area.

A further correction was made: the crude estimate of olive ridley nests in a season was corrected for incomplete temporal monitoring of the beach or station. For the State of Sergipe, the following procedure was used: in each season, in the area under the management of each station, data on the temporal distribution of olive ridley nests from a reference beach (i.e. a beach on which monitoring was consistent throughout the nesting season) were used to correct for incomplete monitoring of the other beaches in the area in that season. In Sergipe, the three reference beaches were Pirambu (12 km in length), Abaís (12 km) and Ponta dos Mangues (8 km). Each of these beaches forms the central management section of each TAMAR station in Sergipe, and was consistently monitored in all seasons, providing the best available temporal distribution data of olive ridley nests. The temporal distribution, which was computed from the deposition date of all olive ridley nests on the reference beach, was assumed to be valid for all beaches in the area under the management of the particular station. To calculate a final estimate of the total number of olive ridley nests laid on a non-reference beach during the season, the crude estimate of olive ridley nests for the non-reference beach was divided by the proportion of olive ridley nests laid on the reference beach during the period of actual monitoring of the non-reference beach. Whenever a specific beach was not monitored in a given season, the number of nests laid on that beach for that season was estimated as the average of the estimated number of nests laid in the previous and following seasons; this happened only five times in a total of 144 beach years. For the State of Bahia, the above procedure was applied on a station by station basis, and for each station the complete temporal distribution of olive ridley nests for the entire State of Bahia in the season was used as the reference distribution.

The above estimation procedure is, by construction, consistent in the sense that the estimated number of olive ridley nests in a beach (or station in Bahia) tends to the number of nests known to belong to olive ridleys as the number of nests of unknown species tends to zero and the actual period of monitoring of the beach (or station in Bahia) tends to the complete monitoring period of the reference beach (or of the entire State of Bahia).

An estimate of the variance of the estimate of the number of olive ridley nests laid on the beach or in the station in the season was obtained by nonparametrically bootstrapping (with 1000 resamplings) the entire estimation procedure for each beach or station outlined above (Efron & Tibshrani, 1993). In each season, an estimate $\hat{x}$ of the total number of olive ridley nests in the whole study area was obtained by adding the estimates obtained for each beach or station. An estimate $\hat{v}$ of the variance of $\hat{x}$ was obtained by adding the estimated variances for each beach or station, on the assumption that the data were obtained independently from each beach or station (Rice, 2007). An estimate $\hat{s}$ of the standard deviation of $\hat{x}$ was then obtained by taking the square root of $\hat{v}$, which allowed us to calculate a standard 95% normal confidence interval $[\hat{x}-1.96\,\hat{s},\ \hat{x}+1.96\,\hat{s}]$ for the estimated number of olive ridley nests in the season (Efron & Tibshrani, 1993). Data were processed by a computer program written in CA-Clipper 5.2 (Computer Associates International, Inc., 1992), using TAMAR's data stored in Dbase files. The random number generator described by L'Ecuyer (1988) was used for the bootstrapping.

To determine clutch size, hatching success, and incubation period, only nests left *in situ* or moved to the hatchery were used; olive ridley nests relocated to another section of the beach (5.2% of all olive ridley nests) were not included in the analyses because of small sample size. Clutch size distribution was compared among seasons using the Kruskal–Wallis test (Rice, 2007). Average clutch size in Sergipe and Bahia in each season was compared to that in Suriname (Schulz, 1975) using the *t* test (Rice, 2007).

Hatching success was calculated as the percentage of eggs that produced live hatchlings, including live hatchlings encountered during nest excavation. *In situ* hatching success was compared among seasons using the Kruskal–Wallis test. Additionally, the hatching success of nests *in situ* and in the hatchery were compared in each nesting season using the Mann–Whitney test (Rice, 2007). Incubation period was calculated as the number of days between nest deposition and time of emergence of the first hatchling. *In situ* incubation period was compared among seasons using the Kruskal–Wallis test. Incubation period was compared between *in situ* and hatchery nests in each season using the Mann–Whitney test.

A test for trend on the number of nests per season was performed by means of the nonparametric nonseasonal Mann–Kendall test (Hipel & McLeod, 1994). Tests for trend of the clutch size distribution and CCL distribution along the seasons were performed by means of the nonparametric Jonckheere–Terpstra test (Hollander & Wolfe, 1999); only the first CCL measurement of each turtle in each season

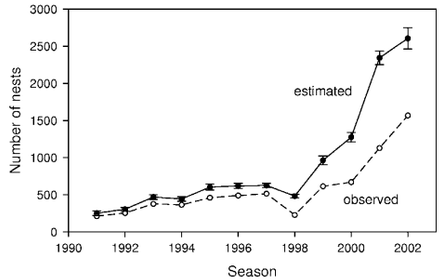


Figure 2. Observed (white points, N=6894) and estimated (black points, N=10,975) number of olive ridley nests in Sergipe and Bahia, 1991/1992 to 2002/2003. Error bars indicate 95% pointwise confidence intervals. The first year of each season is shown, e.g. 1992 = 1992/1993.

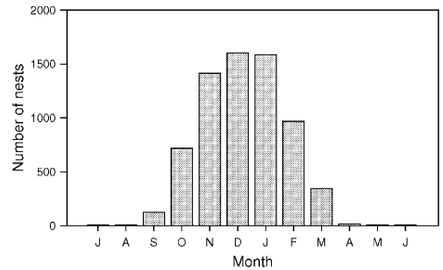


Figure 3. Number of observed olive ridley nests (N=6802) in Sergipe and Bahia by month, 1991/1992 to 2002/2003.

was included in the calculations (however, only the first measurement of each turtle, all seasons considered, was used to construct the complete CCL distribution). To assess the relationship between CCL and clutch size, a least squares linear regression was used (Rice, 2007). Statistical analyses were carried out with the softwares R 2.3.1 (R Development Core Team, 2006) and StatXact 4 (Mehta & Patel, 1998), with alpha (probability of type I error) = 0.05.

RESULTS

Temporal distribution of nests

An increasing trend was observed in the estimated number of nests per season, particularly after 1998/1999 (nonseasonal Mann–Kendall test, $P<0.0001$, N=10,996; Figure 2). The number of nests laid in 1991/1992 and in 2002/2003 was estimated to be 252 and 2606, respectively, indicating an approximately 10-fold increase in 11 years.

Most (92.4%) of the observed nestings (N=6802) occurred between October and February; only 0.7% of the total number of observed nestings occurred between April and August (Figure 3). There are records of nests in all months of the year, but only in the 2002/2003 nesting season were there nests recorded in all months. Nesting occurs essentially at night; among 157 nestings which had the time of laying recorded, 93.6% occurred between 18:00 and 06:00 hours, and no nestings occurred between 09:00 and 15:00 hours.

Clutch size, curved carapace length and tagging data

The average CCL of nesting females was 73.1 cm (SE=0.24 cm, median=73.0 cm, range=62.5–83.0 cm, N=170). The CCL distribution was significantly different among

Table 1. *Percentage of olive ridley clutches (N=6896) and percentage of clutches of non-identified species (N=8752) left* in situ, *transferred to a hatchery or to another section of the beach, and the estimated percentage of olive ridley clutches among clutches of non-identified species, 1991/1992 to 2002/2003, Sergipe and Bahia. Sample sizes are within parentheses. TAMAR began transferring clutches to other sections of the beach in 1994/1995.*

Season	Species						Percentage of all clutches with species not identified estimated to have been laid by olive ridleys
	Olive ridley Management			Not identified Management			
	In situ	Hatchery	Beach	*In situ*	Hatchery	Beach	
1991/1992	3.3 (7)	96.7 (203)	0.0 (0)	70.7 (65)	29.3 (27)	0.0 (0)	12.1
1992/1993	3.1 (8)	96.9 (248)	0.0 (0)	36.9 (24)	63.1 (41)	0.0 (0)	12.6
1993/1994	23.9 (87)	77.0 (292)	0.0 (0)	72.4 (126)	27.6 (48)	0.0 (0)	15.6
1994/1995	14.5 (53)	81.9 (299)	3.6 (13)	31.9 (101)	50.8 (161)	17.4 (55)	14.7
1995/1996	9.1 (42)	85.7 (396)	5.2 (24)	39.6 (107)	33.7 (91)	26.7 (72)	18.3
1996/1997	10.0 (49)	81.6 (400)	8.4 (41)	61.2 (251)	19.0 (78)	19.8 (81)	20.3
1997/1998	17.5 (90)	77.3 (398)	5.2 (27)	74.9 (400)	13.1 (70)	12.0 (64)	22.0
1998/1999	25.3 (58)	71.2 (163)	3.5 (8)	58.9 (179)	24.7 (75)	16.4 (50)	14.3
1999/2000	25.9 (159)	68.1 (419)	6.0 (37)	85.6 (1081)	7.5 (95)	6.9 (87)	26.5
2000/2001	11.7 (79)	87.0 (587)	1.3 (9)	86.1 (1413)	9.3 (152)	4.7 (77)	25.5
2001/2002	15.6 (176)	82.7 (934)	1.8 (20)	81.1 (1698)	9.0 (189)	9.9 (208)	30.7
2002/2003	21.5 (338)	67.1 (1053)	11.4 (179)	75.0 (1189)	13.6 (216)	11.4 (181)	34.5

Table 2. *Hatching success and incubation period of olive ridley clutches left* in situ *and transferred to a hatchery, 1991/1992 to 2002/2003, Sergipe and Bahia. Values presented are mean ±standard error, range and sample size within parentheses.*

	Hatching success			Incubation period		
Season	*In situ*	Hatchery	MW *P*-value	*In situ*	Hatchery	MW *P*-value
1991/1992	75.6 ±9.4 37.3–95.6 (7)	79.1 ±1.4 1.6–100 (203)	0.952	54.8 ±1.4 52–59 (5)	53.7 ±0.2 45–62 (198)	0.473
1992/1993	84.5 ±5.2 61.3–99.1 (8)	75.4 ±1.5 0.0–100 (247)	0.257	52.0 ±NA 52–52 (1)	51.6 ±0.2 45–69 (238)	0.821
1993/1994	80.3 ±2.8 0.0–100 (82)	81.1 ±1.1 0.0–100 (292)	0.299	49.8 ±0.3 41–57 (63)	50.4 ±0.1 46–61 (291)	0.055
1994/1995	81.5 ±3.1 3.5–98.0 (50)	83.5 ±1.0 0.0–100 (299)	0.735	50.0 ±0.3 47–55 (43)	51.3 ±0.2 47–94 (263)	0.001
1995/1996	84.4 ±2.9 0.0–98.9 (40)	75.2 ±1.0 1.0–100 (396)	0.001	51.2 ±0.5 46–59 (32)	51.2 ±0.2 44–61 (336)	0.945
1996/1997	85.2 ±2.2 24.0–100 (45)	79.5 ±1.0 2.5–100 (391)	0.019	50.4 ±0.4 46–56 (37)	51.0 ±0.1 46–71 (333)	0.113
1997/1998	81.4 ±2.1 0.0–98.9 (88)	74.0 ±1.1 0.0–100 (393)	<0.001	49.3 ±0.2 47–54 (49)	49.2 ±0.1 43–62 (359)	0.472
1998/1999	80.9 ±2.2 29.7–100 (57)	72.9 ±1.6 10.9–100 (160)	0.006	49.3 ±0.3 47–54 (28)	48.1 ±0.2 44–55 (98)	0.001
1999/2000	79.6 ±1.9 0.0–100 (147)	82.0 ±1.0 0.0–100 (403)	0.835	52.2 ±0.5 48–63 (46)	52.2 ±0.1 46–68 (342)	0.128
2000/2001	79.0 ±2.8 2.7–97.8 (66)	81.0 ±0.8 8.5–100 (544)	0.862	51.9 ±0.8 48–57 (10)	51.0 ±0.1 44–58 (493)	0.255
2001/2002	77.0 ±2.0 0.0–100 (158)	82.1 ±0.6 0.0–100 (825)	0.230	51.3 ±0.3 46–57 (50)	51.9 ±0.1 46–59 (767)	0.040
2002/2003	80.5 ±1.1 0.9–100 (286)	75.4 ±0.7 0.0–100 (969)	<0.001	50.8 ±0.5 46–72 (89)	50.1 ±0.1 44–75 (816)	0.660
Total	80.2 ±0.7 0.0–100 (1034)	78.7 ±0.3 0.0–100 (5122)		50.6 ±0.1 41–72 (453)	51.0 ±0.04 43–94 (4534)	

MW *P*-value = *P*-value of Mann–Whitney test comparing *in situ* and hatchery nests. NA, not applicable.

seasons; there was a decreasing trend in CCL over the years (Jonckheere–Terpstra test, $P<0.001$, N=174; Figure 4).

The average clutch size was 100.1 eggs (SE=0.29, median=102, range=4–182, N=6480). Clutch size distribution was significantly different among seasons; there was a decreasing trend in clutch size over the years (Jonckheere–Terpstra test, $P<0.001$, N=6480; Figure 4).

A positive relationship was found between clutch size and CCL (linear regression; $r^2=0.072$, $P=0.004$, N=111; Figure 5), although only 7% of the variation is explained.

Among 170 olive ridleys tagged between 1991/1992 and 2002/2003 on nesting beaches in Sergipe and Bahia, only eight turtles have been recaptured on the nesting beaches, three of them in the same season, and five turtles in subsequent years, with remigration intervals of 1 year (2 turtles), 3 years (1 turtle), 4 years (1 turtle) and 6 years (1 turtle); more data are needed to establish internesting and remigration intervals. Two olive ridleys tagged while nesting in Sergipe or Bahia were recaptured dead outside of the study area: (a) one turtle tagged in December 1993 in Abaís,

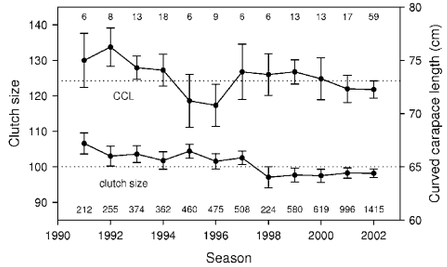


Figure 4. Average clutch size (N=6480) and average curved carapace length (CCL, N=174) by season for olive ridleys nesting in Sergipe and Bahia, 1991/1992 to 2002/2003. The first year of each season is shown, e.g. 1992=1992/1993. Error bars indicate 95% pointwise confidence intervals for the true average value. The upper dotted line indicates the average CCL for all seasons (=73.1 cm) and the lower one indicates the average clutch size for all seasons (=100.1 eggs). The upper row of numbers shows sample size for CCL by season, and the lower row shows that for clutch size.

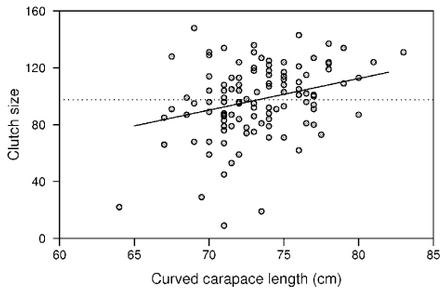


Figure 5. Clutch size by curved carapace length (CCL) of olive ridleys nesting in Sergipe and Bahia, 1991/1992 to 2002/2003 (N=113). The solid line is a linear regression (N=111); the points with the smallest (=64 cm) and largest (=83 cm) CCL were excluded from the linear regression computations, as they are relatively isolated from the main group of data and could have a relatively large influence on the results. The dotted horizontal line is the average clutch size (=97.5 eggs) of data points used in the regression.

Sergipe was found dead in January 1997 in Armação, State of Santa Catarina, southern Brazil (Figure 1; Marcovaldi et al., 2000); (b) one turtle tagged in January 1995 in Pirambu, Sergipe was found dead in January 1995 in Maceió, State of Alagoas (Figure 1; Marcovaldi et al., 2000). Furthermore, one olive ridley found dead in January 1996 just north of Salvador, Bahia (Marcovaldi et al., 2000) had been tagged in December 1990 in Abaís, Sergipe, but the initial tagging of this turtle occurred outside of the study period. No olive ridley tagged in Brazil has ever been recorded in another country.

Management practices

The percentage of olive ridley clutches that remained *in situ* each season ranged between 3.3 and 25.9%, and was always greater than 9.1% from 1993/1994 onwards; most of the clutches that were identified as belonging to olive ridleys were transferred to hatcheries (Table 1). However, among clutches that were not identified to species, the percentage that remained *in situ* was higher, and ranged between 31.9 and 86.1% between 1991/1992 and 2002/2003; among those clutches, the percentage that was estimated as belonging to olive ridleys increased along the seasons, from 12.1% in 1991/1992 to 34.5% in 2002/2003 (Table 1).

The overall average hatching success for *in situ* clutches was 80.2% (SE=0.7, median=88.7, range=0.0–100, N=1034; Table 2). *In situ* hatching success was not significantly different among seasons (Kruskal–Wallis test; H=11.04, P=0.440; N=1034; Table 2). The overall average hatching success for clutches relocated to a hatchery was 78.7% (SE=0.3, range=0.0–100, median=85.3, N=5122; Table 2). In five of the 12 seasons (between 1995/1996 and 1998/1999 and in 2002/2003), there was a significant difference between hatching success for *in situ* clutches and those transferred to a hatchery (Mann–Whitney test; P<0.05 in each season; Table 2); in each of these five seasons, the average *in situ* hatching success was higher than that of transferred clutches.

The overall average incubation period for *in situ* clutches was 50.6 days (SE=0.1, range=41–72, N=453; Table 2). *In situ* incubation period differed significantly among seasons (Kruskal–Wallis test; H=61.6, P<0.001, N=453; Table 2). The overall average incubation period for clutches relocated to a hatchery was 51.0 days (SE=0.04, range=43–94, N=4534; Table 2). In three of the 12 seasons (1994/1995, 1998/1999 and 2001/2002) there was a significant difference in the incubation period between *in situ* clutches and those transferred to a hatchery (Mann–Whitney test; P<0.05 in each season; Table 2). However, no clear pattern appears in these three seasons when comparing average incubation period between *in situ* and transferred clutches.

DISCUSSION

Population trend and biological parameters

Although marked inter-annual variability in nesting numbers is found in some sea turtle populations (Heppell et al., 2003), there was relatively little inter-annual variability in olive ridley nesting in Sergipe and Bahia, aside from the long-term trend (Figure 2). Together with the large increase in nesting numbers, this made it possible to detect a clear upward trend despite a relatively short time series.

Figure 2, which shows the estimated annual number of nests, also provides some information on the annual number of nesting females, as long as one takes into account the annual clutch frequency, which could vary among years. No reliable information is available in Brazil on the average olive ridley clutch frequency, which in Suriname is around 1.5–2 (Schulz, 1975). The average clutch frequency seems to be a relatively conservative, little varying characteristic for each sea turtle species (Van Buskirk & Crowder, 1994), so it is unlikely that variation in annual clutch frequency could explain to a large degree the approximately 10-fold increase in the estimated annual number of olive ridleys nests in Sergipe and Bahia between 1991/1992 and 2002/2003.

Most probably, the increasing trend in the estimated annual number of nests is nearly paralleled by an increasing trend in the annual number of nesting females.

Given the loss of the arribada and the observed decline in the annual number of nests in Suriname over the past 40 years and the uncertainty of nesting trends in French Guiana (Schulz, 1975; Hoekert et al., 1996; Fretey, 1999; Marcovaldi, 2001; Godfrey & Chevalier, 2004), the observed increase in olive ridley nests in Brazil is not only of regional importance, but also of significance at the western Atlantic level. A proper evaluation of the conservation status of the western Atlantic population would require an assessment of the distinctiveness between the Brazilian population and that nesting in Suriname/French Guiana, the two major nesting colonies in that part of the ocean (Fretey, 1999; Marcovaldi, 2001; Godfrey & Chevalier, 2004); however, this possible distinctiveness remains an open question, due to insufficient and/or contradictory information:

(1) the nesting seasons in Suriname/French Guiana and Brazil do not overlap: the Suriname population nests between May and July (Schulz, 1975) while the Brazilian population nests mainly between October and March (this study); this suggests adaptation by each population to local conditions over a long period of time (Godfrey & Chevalier, 2004).

(2) Mitochondrial DNA analyses have indicated little genetic segregation between Suriname and Sergipe, Brazil, but these results have to be interpreted cautiously because of the low mtDNA diversity observed in the Atlantic (Bowen et al., 1998).

(3) Tagging data: (a) to date, no olive ridley tagged in Brazil has been found elsewhere (this study), although there are a small number (<10) of records of olive ridley tagged in Suriname and later caught in north and north-eastern Brazil as far as the State of Rio Grande do Norte (Pritchard, 1973; Schulz, 1975; Figure 1); (b) one olive ridley incidentally captured in a fishing weir and tagged in Almofala, Ceará in March 1998 was found nesting in Sítio do Conde, Bahia in October 2003, just outside of the study period (Projeto TAMAR, unpublished data, 2006); (c) the very limited sample size from Brazil regarding turtles recaptured in different nesting seasons (this study) and the greater number of olive ridleys tagged in Suriname and later recaptured there in different seasons (Pritchard, 1973; Schulz, 1975) suggest some level of philopatry. Items (a) and (b) indicate a possible overlap between feeding grounds of Brazilian and Suriname/French Guiana populations.

More demographic and genetic data are needed to clarify the possible connections between Brazilian and Suriname/French Guiana populations. Genetic studies based on mtDNA indicate that there has been no evidence of female exchange between the western and eastern Atlantic populations despite the lack of genetic diversity (Bowen et al., 1998).

Olive ridleys in the North Pacific Ocean have been estimated to have a median age at sexual maturity of about 13 years, although there is a large uncertainty associated with this estimate; maturity could possibly occur between ten and 18 years (Zug et al., 2006). Kemp's ridleys (*Lepidochelys kempii*), which possibly have growth patterns similar to those of olive ridleys (Zug et al., 2006), have been estimated to mature between ten and 20 years approximately (Chaloupka & Zug, 1997; Schmid & Witzell, 1997; Shaver, 2005). If similar maturity estimates apply to olive ridleys nesting in Brazil, then the recent increase in nesting in Sergipe and Bahia may be at least partly due to the nesting beach protection efforts of TAMAR in that area since 1982. When TAMAR began working in the region in 1982, nearly 100% of the clutches were collected in Sergipe; high intensity egg collections on nesting beaches have contributed to the decline of other sea turtle nesting populations (Chan & Liew, 1996; Hoekert et al., 1996). However, between 1991/1992 and 2002/2003 only about 1.5% of the clutches (of all species) laid in the study area were recorded as having been collected by humans (Projeto TAMAR, unpublished data, 2006), indicating a large increase in egg survivorship.

The decrease in clutch size and CCL along the seasons (Figure 4) could be due to the recruitment of new, presumably younger and smaller female turtles to the nesting population, that lay smaller clutches on average (Figure 5). However, other factors could be acting here:

(1) mortality of breeding adults, believed to be caused by shrimp trawling around the Sergipe coast, could play a role in an explanation for the apparent decrease in CCL, as has been suggested by Shanker et al. (2003) with regard to the decrease in CCL of olive ridleys nesting in Orissa, India. The Sergipe coast is an important shrimping area, where a sizeable trawling fleet operates, causing a great deal of interaction between sea turtles and trawl nets, frequently right in front of nesting beaches. Trawlers also operate along the northern Bahia coast; furthermore, coastal gill-nets are widely used in that area and are known to incidentally capture adult sized olive ridleys. Stranded dead olive ridleys, many of them of adult size, have been observed on beaches in Sergipe and northern Bahia, usually during the nesting season or just before (Thomé et al., 2003; T.Z. Serafini, personal communication, 2006), but this mortality has not been adequately evaluated yet. Continued monitoring of changes in turtle's size in the Brazilian olive ridley population may be worthwhile in addition to a quantitative assessment of the impact of shrimp fleets and other kinds of fishing gear.

(2) Small scale egg poaching could be involved in the apparent decrease in clutch size over the years. Almeida & Mendes (2007), analysing data from the State of Espírito Santo (Figure 1), showed that loggerhead clutches collected on the beach by local fishermen hired by TAMAR and later transferred to hatcheries had about 7–11 fewer eggs than clutches collected and transferred by TAMAR personnel; this difference, which is within the range of decline observed for olive ridley clutches in the present study (Figure 4), was attributed by Almeida & Mendes (2007) to the removal of some eggs for consumption by the hired fishermen before sending the clutches to the hatcheries. No analyses of this kind have been performed in Sergipe and Bahia.

Average olive ridley clutch size in Suriname in 1967 was 116 eggs (N=1154; Schulz, 1975), which is higher than the observed average clutch size in Sergipe and Bahia in each season (Figure 4). Taking summarized clutch size data from Schulz (1975) (SE=0.447), and running *t* tests to compare the average clutch size in Suriname in 1967 with that of Sergipe and Bahia in each season, significant differences for

all seasons were obtained ($P<0.001$ in each season). It is not possible to compare CCL measurements of the Brazilian nesting population with those of other populations in the Atlantic because of lack of published CCL data and/or of a formula to convert straight carapace length to CCL for olive ridleys in the Atlantic. Overall, good quality regional nesting and morphological data and more refined genetic analyses are needed to better understand olive ridley trends, distribution, and demographics in the western Atlantic.

Management methods

The hatching success of clutches transferred to hatcheries was significantly lower than that of clutches kept *in situ* in five seasons, and the incubation period was significantly different (either higher or lower) between clutches kept *in situ* and those transferred to hatcheries in three seasons. Sand temperature, hydric conditions, sand compaction and other micro-environmental factors could affect hatching success of clutches relocated to hatcheries (Ackerman, 1997), as well as egg movement during relocation (Limpus et al., 1979). The incubation period (and also the sex ratio of hatchlings) is largely dependent on nest temperature during incubation (Ackerman, 1997).

Sand temperatures at nest depth in open-air hatcheries managed by TAMAR were shown to be generally quite close to those in natural beaches at Praia do Forte, Bahia and also, to the south, at Comboios, State of Espírito Santo (Figure 1), but some differences did occur (Baptistotte et al., 1999; Naro-Maciel et al., 1999), so temperature could play a role in explaining differences in hatching success and incubation period between natural beaches and hatcheries in Sergipe and Bahia. However, no studies comparing hatching success or incubation period between *in situ* clutches and those relocated to hatcheries in relation to sand temperature or other environmental parameters have been carried out in Sergipe and Bahia yet; studies of this kind should be given priority in future researches in these states. With respect to the possible effect of egg movement during relocation on hatching success, TAMAR's field methodology acknowledges the importance of this topic and enforces that the movement of eggs be minimized and the spatial orientation of each egg be maintained as closely as possible during relocation, and also that relocation should take place in the shortest possible period of time. The analysis of data relating hatching success and incubation period to the conditions (period of time, possible movement of eggs) of the relocation of clutches to hatcheries will be the object of future research. TAMAR does attempt to leave as many clutches as possible *in situ*. However, given the numerous factors adversely impacting *in situ* clutches on several beaches, it is currently felt that relocation to hatcheries should be a management alternative.

Conclusions

The available data and biological knowledge suggest that TAMAR's conservation efforts may have contributed to the significant increase in olive ridley nesting in Sergipe and Bahia. There is no quantitative information about past (i.e. before 1980, when TAMAR started operating; Marcovaldi & Marcovaldi, 1999) levels of olive ridley populations in Brazil nor about their former geographical nesting range, so we cannot place the current level and geographical extent of olive ridley nesting in a proper historical perspective.

The collection of eggs, which occurred at a very high level before the establishment of TAMAR in Sergipe and Bahia in 1982, is currently essentially controlled. Among the known threats to olive ridleys in Brazil, incidental captures in trawl fisheries off the State of Sergipe coast and in fishing nets along the northern coast of Bahia are believed to be the most important (Thomé et al., 2003).

Shrimp trawl vessels of more than 11 m in length whose nets are retrieved by mechanical means (this category encompasses only part of the trawlers operating in Sergipe) are required by Brazilian law to use turtle excluder devices (TEDs). Furthermore, Brazil has signed and ratified the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles, which requires the use of TEDs by parties. Despite these rules, shrimp trawlers in Sergipe do not use TEDs for several reasons: (1) the cost of TEDs precludes their use; (2) fishermen believe that TEDs interfere with shrimp quantity and quality; and (3) law enforcement has been ineffective up to now.

TAMAR has worked, in partnership with governmental environmental agencies, towards the improvement and enforcement of laws requiring the use of TEDs and towards the development of TEDs suitable for the regional shrimp fishery, and has also worked towards the enforcement of local laws which forbid shrimping within a 3 nautical mile exclusion zone around nesting beaches (Thomé et al., 2003) and which establish seasonal closures to shrimp fishing. Besides that, TAMAR has sought several other ways to deal with the incidental capture of sea turtles in Sergipe and Bahia, often by working closely with trawler crews and net owners. Since 1993, TAMAR has maintained educational campaigns regarding the rehabilitation of turtles caught in nets (Marcovaldi et al., 2001). The development of economic alternatives, like oyster culture, is one of TAMAR's lines of action with regard to the threat posed by fishing (Marcovaldi & Thomé, 1999). However, much remains to be done. Protection on nesting beaches alone is not sufficient to ensure survival of sea turtle populations; demographic models have indicated that both increased survival at sea and higher egg survival rates are essential for maintaining populations (Heppell et al., 2003). Besides fishing, other lower level threats in the study area, sometimes due to the lack of proper law enforcement, include artificial lighting near nesting beaches, as well as construction and vehicle traffic on the beaches.

Sea turtles are slow-maturing long-lived animals, so long-term conservation actions are required to ensure the recovery of depleted populations (Bjorndal, 1999). We hope that continued conservation efforts in Brazil and in other countries will bring a bright future to olive ridleys in the Atlantic.

We would like to thank the fishermen and the local communities of the States of Sergipe and Bahia for their collaboration with the conservation programme, and all trainees (university students) and TAMAR staff members who helped to collect the data. Our special thanks to Manjula Tiwari for the kind and detailed review of the manuscript, and to Neca Marcovaldi, Matthew Godfrey and Jeffrey

Seminoff for critical reading of the manuscript. Our thanks also to the three anonymous referees, whose very appropriate comments helped us to improve the article. Projeto TAMAR, a conservation programme of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA (the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras.

REFERENCES

Ackerman, R.A., 1997. The nest environment and the embryonic development of sea turtles. In *The biology of sea turtles* (ed. P.L. Lutz and J.A. Musick), pp. 83–106. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.

Almeida. A.P. & Mendes, S.L., 2007. An analysis of the role of local fishermen in the conservation of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Pontal do Ipiranga, Linhares, ES, Brazil. *Biological Conservation*, **134**, 106–112.

Baptistotte, C., Scalfoni, J.T. & Mrosovsky, N., 1999. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation. *Animal Conservation*, **2**, 9–13.

Bjorndal, K.A., 1999. Conservation of hawksbill sea turtles: perceptions and realities. *Chelonian Conservation and Biology*, **3**, 174–176.

Bowen, B.W., Clark, A.M., Abreu-Grobois, F.A., Chaves, A., Reichart, H.A. & Ferl, R.J., 1998. Global phylogeography of the ridley sea turtles (*Lepidochelys* spp.) as inferred from mitochondrial DNA sequences. *Genetica*, **101**, 179–189.

Chaloupka, M.Y. & Zug, G.R., 1997. A polyphasic growth function for the endangered Kemp's ridley sea turtle, *Lepidochelys kempii*. *Fishery Bulletin*, **95**, 849–856.

Chan, E.H. & Liew, H.C., 1996. Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956–1995. *Chelonian Conservation and Biology*, **2**, 196–203.

Computer Associates International, Inc., 1992. *CA-Clipper. Programming and utilities guide*. USA: Computer Associates International, Inc.

De Blij, H.J. & Muller, P.O., 1993. *Physical geography of the global environment*. New York, USA: Wiley.

Efron, B. & Tibshirani, R.J., 1993. *An introduction to the bootstrap*. New York, USA: Chapman & Hall.

Fretey, J., 1999. Repartition des tortues du genre *Lepidochelys* Fitzinger, 1843. I. L'Atlantique Ouest. *Biogeographica*, **75**, 97–117.

Fretey, J., 2001. *Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa*. Bonn, Germany: UNEP/CMS Secretariat. [CMS Technical Series Publication, no. 6.]

Godfrey, M.H. & Chevalier, J., 2004. The status of olive ridley sea turtles in the Western Atlantic. [Report requested by the olive ridley assessment group of the Marine Turtle Specialist Group – SSC/IUCN. In review.]

Heppell, S.S., Snover, M.L. & Crowder, L.B., 2003. Sea turtle population ecology. In *The biology of sea turtles*, vol. II (ed. P.L. Lutz et al.), pp. 275–306. Boca Raton, FL, USA: CRC Press.

Hipel, K.W. & McLeod, A.I., 1994. *Time series modelling of water resources and environmental systems*. Amsterdam, Holland and New York, USA: Elsevier.

Hoekert, W.E.J., Schouten, A.D., Van Tienen, L.H.G. & Weijerman, M., 1996. Is the Surinam olive ridley on the eve of extinction? First census data for olive ridleys, green turtles and leatherbacks since 1989. *Marine Turtle Newsletter*, **75**, 1–4.

Hollander, M. & Wolfe, D.A., 1999. *Nonparametric statistical methods*, 2nd edn. New York, USA: Wiley.

L'Ecuyer, P., 1988. Efficient and portable combined random number generators. *Communications of the Association of Computing Machinery*, **31**, 742–749 and 774.

Lima, E.H.S.M., Melo, M.T.D. & Barata, P.C.R., 2003. First record of olive ridley nesting in the State of Ceará, Brazil. *Marine Turtle Newsletter*, **99**, 20.

Limpus, C.J., Baker, V. & Miller, J.D., 1979. Movement induced mortality of loggerhead eggs. *Herpetologica*, **35**, 335–338.

Marcovaldi, M.A., 2001. Status and distribution of the olive ridley turtle, *Lepidochelys olivacea*, in the Western Atlantic Ocean. In *Proceedings of the regional meeting: marine turtle conservation in the wider Caribbean region: a dialogue for effective regional management. Santo Domingo, 16–18 November 1999* (ed. K.L. Eckert and F. A. Abreu-Grobois), pp 52–56. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF and UNEP-CEP.

Marcovaldi, M.A. & Laurent, A., 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. *Chelonian Conservation and Biology*, **2**, 55–59.

Marcovaldi, M.A. & dei Marcovaldi, G.G., 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. *Biological Conservation*, **91**, 35–41.

Marcovaldi, M.A.G. & Thomé, J.C.A., 1999. Reducing threats to turtles. In *Research and management techniques for the conservation of sea turtles* (ed. K.L. Eckert et al.), pp. 165–168. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication, no. 4.

Marcovaldi, M.A. et al., 2000. Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brasil. In *Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (comp. H.J. Kalb and T. Wibbels). *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC*, **443**, 164–166.

Marcovaldi, M.A., Gallo, B.G., Lima, E.H.S.M. & Godfrey, M.H., 2001. Nem tudo que cai na rede é peixe: an environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. In *Ocean yearbook 15* (ed. E. Mann Borgese et al.), pp. 246–256. Chicago, USA and London, UK: University of Chicago Press.

Márquez, M.R., 1990. *Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date*. Rome, Italy: FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). [FAO Species Catalogue, vol. 11.]

Mehta, C.R. & Patel, N.R., 1998. *StatXact 4.0 for Windows. User manual*. Cambridge, MA, USA: Cytel Software Corporation.

Naro-Maciel, E., Mrosovsky, N. & Marcovaldi, M.A., 1999. Thermal profiles of sea turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, **3**, 407–413.

Pritchard, P.C.H., 1973. International migrations of South American sea turtles (Cheloniidae and Dermochelidae). *Animal Behaviour*, **21**, 18–27.

R Development Core Team, 2006. *R: a language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. [http://www.R-project.org]

Red List Standards & Petitions Subcommittee, 1996. *Lepidochelys olivacea*. In *2006 IUCN Red List of Threatened Species* [http://www.iucnredlist.org; downloaded on 25 September 2006.]

Rice, J.A., 2007. *Mathematical statistics and data analysis*, 3rd edn. Belmont, CA, USA: Thomson-Brooks/Cole.

Schmid, J.R. & Witzell, W.N., 1997. Age and growth of wild Kemp's ridley sea turtles (*Lepidochelys kempi*): cumulative results of tagging studies in Florida. *Chelonian Conservation and Biology*, **2**, 532–537.

Schulz, J.P., 1975. Sea turtles nesting in Surinam. *Zoologische Verhandelingen (Leiden)*, **143**, 3–172.

Shanker, K., Pandav, B. & Choudhury, B.C., 2003. An assessment of the olive ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting population in Orissa, India. *Biological Conservation*, **115**, 149–160.

Shaver, D.J., 2005. Analysis of the Kemp's ridley imprinting and headstart project at Padre Island National Seashore, Texas, 1978–88, with subsequent nesting and stranding records on the Texas coast. *Chelonian Conservation and Biology*, **4**, 846–859.

Thomé, J.C.A. et al., 2003. An overview of Projeto TAMAR-IBAMA's activities in relation to the incidental capture of sea turtles in the Brazilian fisheries. In *Proceedings of the Twenty-second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation* (comp. J.A. Seminoff). *NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC*, **503**, 119–120.

Van Buskirk, J. & Crowder, L.B., 1994. Life history variation in marine turtles. *Copeia*, **1994**, 66–81.

Zug, G.R., Chaloupka, M. & Balazs, G.H., 2006. Age and growth in olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) from the north-central Pacific: a skeletochronological analysis. *Marine Ecology*, **27**, 263–270.

Submitted 4 November 2006. Accepted 8 May 2007.

BOWEN, B & S. KARL. 1997. Population genetics, phylogeography, and molecular evolution. In: P. Lutz & J. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, New York. pp. 29-50.

COX, N. A., BERRANG, M. E. & J. A. CASON. 2000. Salmonella penetration of egg shells and proliferation in broiler hatching eggs- a review. Poultry Science 79: 1571-1574.

DODD, M. & A. MACKINNON. 2005. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting in Georgia. Annual report to U.S. Fish & Wildlife Serv. 47 pp.

DODD, M. & A. MACKINNON. 2004. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting in Georgia. Annual report to U.S. Fish & Wildlife Serv. 44 pp.

DODD, M. & A. MACKINNON. 2003. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting in Georgia. Annual report to U.S. Fish & Wildlife Serv. 46 pp.

DODD, M .& A. MACKINNON. 2002. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting in Georgia. Annual report to U.S. Fish & Wildlife Serv. 46 pp.

GIRONDOT, M, J. FRETEY, I. PROUTEAU & J. LESCURE. 1990. Hatching success for *Dermochelys coriacea* in a French Guiana hatchery. In: T. H. Richardson, J. I. Richardson & M. Donnelly (Comps) Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-278. pp. 229-232.

HEPPELL, S. S., SNOVER, M. L. & L. B. CROWDER. 2003. Populations models for Atlantic loggerheads: past present, and future. In: P. Lutz, J. Musick & J. Wyneken (Eds.). The Biology of Sea Turtles Volume II. CRC Press, New York pp. 275-306.

KREIG, N. R. & J. G. HOLT, Eds. 1984. Bergey's manual of systematic bacteriology 1st edition. Vol. 1. Williams & Wilkins, Baltimore.

MILLER, J. 1997. Reproduction in sea turtles. In: P. Lutz and J. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, New York pp. 51-82.

MO, C. L., I. SALAS, & M. CABALLERO. 1990. Are fungi and bacteria responsible for olive ridley's egg loss? In: T. H. Richardson, J. I. Richardson & M. Donnelly (Comps) Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-278 pp. 249-252.

WYNEKEN, J., T. J. BURKE, M. SALMON & D. K. PEDERSON. 1988. Egg failure in natural and relocated sea turtle nests. Journal of Herpetology 22: 88-96.

Captive-raised Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*) Found Nesting Eight Years After Release

Antonio de Padua Almeida[1], Cecília Baptistotte[1], Alexsandro Sant'Ana dos Santos[2] & Thiago Zagonel Serafini[2]

[1]*Projeto TAMAR-IBAMA, Base de Comboios, Caixa Postal 105, Linhares ES, CEP 29900-970, BRAZIL (E-mail: tonim@tamar.org.br)*

[2]*Projeto TAMAR-IBAMA, Base de Arembepe, Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, BA, CEP 40223-970 BRAZIL*

The Brazilian coast between the states of Sergipe and Rio de Janeiro (Figure 1) is considered the most important breeding site of the loggerhead turtle, *Caretta caretta* in Latin America (Marcovaldi & Marcovaldi 1999), with over 5,000 nests laid annually (Marcovaldi & Chaloupka *in review*). Patrolling and protection of marine turtle nesting grounds in Brazil has been carried out since 1982, with a gradual spatial increase, by Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian Sea Turtle Conservation Program. Projeto TAMAR-IBAMA also maintains 22 Field Stations in feeding and breeding sites. Some of these stations have Visitor Centers, where sea turtles are kept in tanks for rehabilitation and public education (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Occasionally, rehabilitated turtles, as well as turtles raised in captivity since birth, were released in the wild.

The first turtles that were brought into captivity by Projeto TAMAR-IBAMA hatched on 21 March 1986 from a nest laid in Combios Linhares, Espírito Santo (19°40'S). More hatchlings were collected and placed in captivity after this date. One of the captive hatchlings from Comboios (exact date of hatching unknown) was released on 17 December 1994 with a curved carapace length (CCL) of 75cm. The turtle was tagged following Bolten (1999) before release with a monel tag (style 681, National Band and Tag Company, #BR5624).

Eight years later, on 29 November 2002, the turtle was observed nesting and identified by local TAMAR personnel at Santa Maria beach, Arembepe, Bahia (12°47'S), over 1,200 km north of the release site and natal beach. The animal had a CCL of 101cm. The nest was excavated after hatching: clutch size was 135 eggs with a hatching success of 62.96%. The calculated age range of this turtle when she nested is a maximum of 8.7/16.7 years (age at release/age at return). Based on growth analysis of 8 captive turtles (4 maintained at Comboios and 4 at Guriri, another TAMAR Station located 100 Km north of Comboios), a minimum of 4.75 years would be required for a turtle to reach the size of BR5624 when she was released (Table 1). Therefore, the recaptured turtle's minimum age is 4.75 when released and 12.75 years when observed nesting.

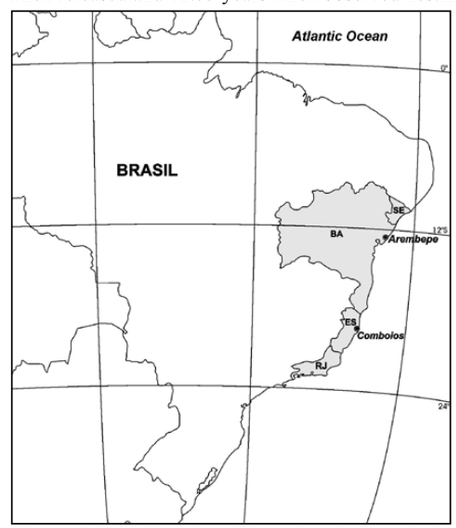


Figure 1. Breeding sites of loggerhead sea turtles in Brazil, showing the release and recapture points of female #5624.

Station	Turtle	Nest emergence	Measurement date	CCL (cm)	Interval (yr)
Comboios	A	16/02/1996	21/02/2000	70.0	4.07
	B	25/08/1997	14/09/2001	73.5	4.11
	C	?/01/1994*	15/09/1999	75.0	5.78
	D	25/11/1997	27/11/2002	74.5	5.07
			Mean	73.25	4.76
			SD	±2.25	±0.71
Guriri	E	?/12/1998*	09/09/2003	75.0	4.84
	F	?/01/1999*	09/09/2003	75.5	4.75
	G	?/01/1999*	09/09/2003	72.5	4.75
	H	?/02/1999*	09/09/2003	74.5	4.66
			Mean	74.37	4.75
			SD	±1.32	±0.06

Table 1. Biometric data from eight captive turtles maintained at Comboios and Guriri Field Stations. *=exact day of hatching not available; first day of the month used for calculations.

Sexual maturity is estimated to be 25-35 years in wild loggerheads (Chaloupka & Musick 1996). Effects of captivity on growth rates, however, preclude a meaningful comparison of age estimates of captive-reared animals at nesting with that of wild loggerheads (Zug *et al.* 1995). It is reasonable to assume early sexual maturity of female BR5624 because of higher growth rates during captivity. Additionally, intra- and inter-population growth-rate variability among wild *Caretta caretta* juveniles is high, between distinct populations or between individuals of the same population (Klinger & Musick 1995; Zug *et al.* 1995).

We could find in the literature only one record of a loggerhead turtle tagged as a hatchling, and recaptured as an immature female loggerhead from the Australian coast with 75.6 cm CCL after 15.2 years (Limpus *et al.* 1994). This length is similar to that of BR5624 when released in the wild, when she was no more than 8.07 years old. Skeletochronological studies carried out in the North Atlantic indicate that a loggerhead turtle of this age would typically be 50 to 55 cm CCL (Bjorndal *et al.*,2003). The only other recapture record of a captive-reared loggerhead from Brazil is that of a juvenile, released at Comboios at 1-year age, and recaptured 40 months later in the Azores (Bolten *et al*. 1990).

This is the first documented record of a turtle tagged on the Espírito Santo coast and found nesting in a different state. However, historically there has been a low rate of recapture of tagged females along the entire coastline monitored by Projeto TAMAR (see Barata 1996). There are 9 long-distance recapture records of loggerhead turtles that had been tagged on nesting beaches (n=8) or on foraging grounds (n=1) in Brazil. All of the recaptures were individuals found dead and far from the original tagging locations; four of these records were animals found outside the known current Brazilian nesting range for this species (Marcovaldi *et al.* 2000; Almeida *et al.* 2000; Laporta & Lopez 2003). In addition, satellite telemetry studies of eight nesting loggerheads from Espírito Santo showed both northward and southward movements, bypassing northern and southern limits of Brazilian loggerhead nesting grounds (Frazier *et al.*, 2003).

This recapture raises new questions about the relationship among *Caretta caretta* nesting sites along the Brazilian coast: do the breeding sites located in the states of Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia and Sergipe host individuals from distinct populations or are they the remainders of an ancient and larger population, fragmented by coastal human occupation? Genetic studies comparing turtles from different nesting grounds in Brazil are being carried out and may shed some light on this matter.

Acknowledgements: We are indebted to Mr.Gilberto Conceição, local inhabitant who found the turtle nesting at Arembepe, and called local TAMAR-IBAMA staff. We are indebted to Karen Bjorndal, Luciano Soares and Neca Marcovaldi, for their valuable comments on the manuscript. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA, co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by PETROBRAS.

ALMEIDA, A.P., C. BAPTISTOTTE & J.A.P. SCHINEIDER. 2000. Loggerhead turtle tagged in Brazil found dead in Uruguay. Marine Turtle Newsletter 87: 10.

BAPTISTOTTE, C., J.C. THOMÉ & K.A. BJORNDAL. 2003. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo state, Brazil. Chelonian Conservation & Biology 4: 523-529.

BARATA, P.C.R. 1996. Um modelo para a estimação do número de tartarugas marinhas desovando em uma praia em uma temporada. Tese de Doutorado, Universidade Estadual de Campinas, 138 pp.

BJORNDAL, K.A., A.B. BOLTEN. & H.R. MARTINS. 2003. Estimates of survival probabilities for oceanic-stage loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the North Atlantic. Fishery Bulletin 101: 732-736.

BOLTEN, A.B. 1999. Techniques for measuring sea turtles, In: K.E. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois & M. Donnelly (Eds). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication 4, Washington, D.C. pp. 110-114.

BOLTEN, A.B., H.R. MARTINS, M.L. NATALI, J.C. THOMÉ & M.A. MARCOVALDI. 1990. Loggerhead released in Brazil recaptured in Azores. Marine Turtle Newsletter 48: 24-25.

BOLTEN, A.B., K.A. BJORNDAL & H.R. MARTINS. 1992. *Caretta caretta* (loggerhead). Pelagic movement and growth. Herpetological Review 23: 116.

CHALOUPKA, M. Y. & J. A. MUSICK. 1996. Age, growth and population dynamics. In: Lutz PL, Musick, JA (Eds) The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton pp. 233-276.

LEMKE, D., J. G. FRAZIER, D.C. DOUGLAS, J.C.A. THOMÉ, A.P. ALMEIDA & J.T. SCALFONI. 2006. Satellite telemetry of loggerheads in Brazil. In: N.J. Pilcher (Comp.) Proceedings of the Twenty-Third Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-536. pp. 230-233.

KLINGER, R.C. & J.A. MUSICK.1995. Age and growth of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Chesapeake Bay. Copeia 1995: 204-209.

LAPORTA, M. & G. LOPEZ. 2003. Loggerhead sea turtle tagged in Brazil caught by a trawler in waters of the common Argentinian-Uruguayan fishing area. Marine Turtle Newsletter 102: 14.

LIMPUS, C.J., P.J. COUPER & M.A. READ. 1994. The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, in Queensland: population structure in a warm temperate feeding area. Memoirs of the Queensland Museum 37: 195-204

MARCOVALDI, M.A. & CHALOUPKA, M. In review. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endangered Species Research.

MARCOVALDI, M.A. & G.G. MARCOVALDI. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35-41.

MARCOVALDI, M.A., A.C.C. SILVA, B.M.G. GALLO, C. BAPTISTOTTE, E.P. LIMA, C. BELLINI, E.H.S.M. LIMA, J.C. CASTILHOS, J. C. A. THOMÉ, L.M.P. MOREIRA & T.M. SANCHES. 2000. Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brazil. In: H. Kalb & T. Wibbels (Comps). Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443. pp. 164-166.

ZUG, G.R., G.H. BALAZS & J.A. WETHERALL. 1995. Growth in juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the north pacific pelagic habitat. Copeia 1995: 484-487.

Tarballs and Early Life Stages of Sea Turtles in Paraíba, Brazil

Robson G. Santos & Erich F. Mariano

Departamento de Sistemática e Ecologia, Centro de Ciências Exatas e da Natureza, Universidade Federal da Paraíba, Campus I, Cidade Universitária, João Pessoa, Paraíba 58059-900, Brazil (E-mail: robsongsantos@gmail.com, efmariano@gmail.com)

Although not ranked as one of the main threats to the sea turtles, oil exploration and transport are potential sources of direct and indirect threats to these animals (NMFS 1991; NOAA 2003). Large oil spills attract much attention of the media due to the massive damage they cause, but these events are not frequent. In contrast, smaller scale contamination events not highlighted by the media, but they are more frequent and the additive value of may have considerable impact. Tarballs are common byproducts of maritime operations, often a result of, illegal at-sea discharge. They are found in every ocean and convergences zones can aggregate them. (NOAA 2003). Here we report the stranding of a dead juvenile green turtle, *Chelonia mydas*, with curve carapace length (CCL) of 13.5 cm, completely covered by tarballs (images available at http://www.seaturtle.org/cgi-bin/imagelib/index.pl?photo=1410) on August 29 2004, in Bessa beach, João Pessoa, Paraíba, Brazil. Unfortunately, it was not possible to collect the gastric contents of the animal.

The specimen belongs to the most vulnerable life stage to tarballs, hatchlings and post-hatchlings. This vulnerability is related to their relative small size; to their low motility, that lead them to concentrate in convergence zones, where the oil also tends to concentrate; and to their swimming mode, surface swimming, which increases their chances of interaction. In Florida convergence zones, from 103 post-hatchling analyzed, tar was found in 65 individuals (Lohoefener *et al.* 1989). Witherington (1994) showed that 34% of post-hatchling at "weed lines" off the Florida coast had tar in their mouths or esophagi. Lutz (1989) reported that hatchlings have been found dead, apparently starved to death, with their beaks and esophagi blocked with tarballs.

This specimen also represents a register of the occurrence of a size class that has not been found in Paraíba yet. The mean CCL size of green turtles found stranded in this area was 56.5 cm (2002-2003) and the smallest was 29.3 cm (Mascarenhas *et al.* 2005). Until the current specimen was found, there were only unpublished fishermen reports regarding the presence of individuals of this size class, captured in entanglement nets in the reefs close to the coast. The CCL of green turtles recruiting to the neritic zone is between 20-35 cm (Bjorndal 1997; Musick & Limpus 1997) with smaller individuals thought to reside in the pelagic zone (Carr 1987). The occurrence of this specimen and the fishermen reports Mandate further investigation as to the possibility of small juvenile green turtles in the neritic.

Acknowledgements: Thanks to Louisa Sousa for English support. We thank the editors and the two anonymous referees for their relevant suggestions.

BJORNDAL, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P.L. & J.A. Musick (Eds). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 199-231.

CARR, A. 1987. New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. Conservation Biology 1: 103-212.

LOHOEFENER, R. R., W. HOGGARD, C.L. RODEN, K.D. MULLIN, & C.M. ROGERS. 1989. Petroleum structures and the distribution of sea turtles. In: Proceedings: Spring Ternary Gulf of Mexico Studies Meeting, Minerals Management Service, U.S. Department of the Interior, New Orleans, La. pp. 31-35.

LUTZ, P. L. 1989. Methods for determining the toxicity of oil and dispersants to sea turtles. In: T. W. Duke & G. Petrazzuolo (Eds). Oil and Dispersant Toxicity Testing: Proceedings of a Workshop on Technical

BIOLOGICAL CONSERVATION XXX (2006) XXX–XXX

available at www.sciencedirect.com

ScienceDirect

journal homepage: www.elsevier.com/locate/biocon

An analysis of the role of local fishermen in the conservation of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Pontal do Ipiranga, Linhares, ES, Brazil

Antonio de Padua Almeida[a,*], *Sérgio Lucena Mendes*[a,b]

[a]*Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Brazil*
[b]*Museu de Biologia Mello Leitão, Av José Ruschi, 4, Santa Teresa, ES, CEP 29650-000, Brazil*

ARTICLE INFO

Article history:
Received 7 August 2005
Received in revised form
22 July 2006
Accepted 24 July 2006

Keywords:
Sea turtle
Conservation
Fishermen
Management
Clutch size
Relocation

ABSTRACT

The role of researchers and fishermen in the clutch management of loggerhead sea turtles was evaluated for 10 nesting seasons at Pontal do Ipiranga TAMAR station, Linhares, ES. The comparison of nests transferred by researchers and locals (*carebeiros*) showed that clutches transferred by researchers presented higher clutch size. Clutch size between nests transferred by *carebeiros* and left *in situ* did not show significant differences. Hatching success was significantly higher for clutches left *in situ* than for those transferred to other places in the beach or to hatcheries. The clutches transferred exclusively by researchers achieved a higher hatching success than those transferred partially or totally by *carebeiros*. The relocation time of clutches collected by *carebeiros* and handed to researchers affected hatching success. It is recommended that clutches be left *in situ*, provided they have adequate conditions for monitoring, but careful clutch translocation, independent of the interval elapsed after laying, may also constitute a viable technique for the conservation of sea turtles in the region.

© 2006 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Conservation activities of sea turtles in Brazil began in 1980, with the creation of the Brazilian Sea Turtle Conservation Program – Projeto TAMAR-IBAMA. Initial surveys revealed that there were three main continental nesting sites of sea turtles, in Praia do Forte, state of Bahia (BA); Comboios, state of Espírito Santo (ES) and Pirambu, state of Sergipe. Since then, the Program has gradually expanded and currently covers 1100 monitored kilometers of coastline (Marcovaldi and Marcovaldi, 1999). All species of marine turtles are considered threatened in Brazil, and the loggerhead *Caretta caretta* is classified as vulnerable (Ministério do Meio Ambiente, 2003).

The second largest nesting site of the loggerhead turtle in Brazil is located in Espírito Santo northern coast (Baptistotte et al., 2003), between the municipal districts of Aracruz, ES (19°, 50′S) and Nova Viçosa, BA (17°, 55′S). There is a TAMAR station in Pontal do Ipiranga, located north of Comboios, in the central portion of the Doce River Coastal Plain (Fig. 1). The beaches monitored by this station are visited annually by more than 40 nesting loggerheads (Almeida, 2002). The Pontal do Ipiranga station, where activities are now carried out seasonally, was created in response to the occupation pressure following the 1990 human occupation of a previously uninhabited beach.

Since the beginning of the station's activities, the local fishermen, who were former predators of the turtles (locally

* *Corresponding author:* Address: Projeto TAMAR-IBAMA, Reserva Biológica de Comboios, Caixa Postal 105, Linhares, ES, CEP 29900-970, Brazil. Tel.: +55 27 9984 1097; fax: +55 27 3274 1213.
E-mail address: tonim@tamar.org.br (Antonio de Padua Almeida).
0006-3207/$ - see front matter © 2006 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.biocon.2006.07.014

Please cite this article in press as: Almeida, A.d.P., Mendes, S.L., An analysis of the role of local fishermen in the ..., Biol. Conserv. doi:10.1016/j.biocon.2006.07.014

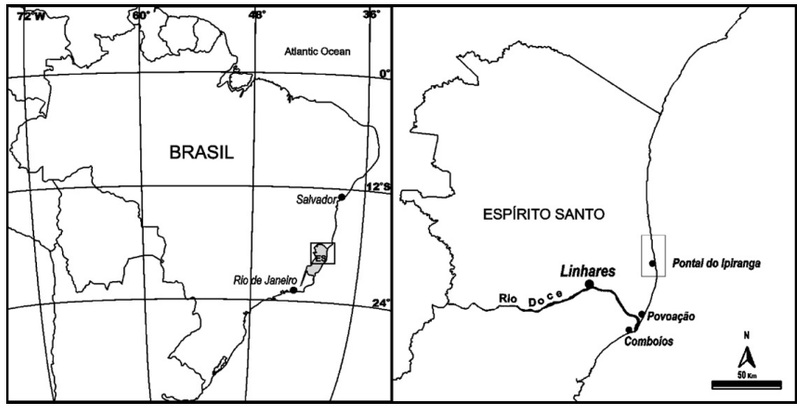


Fig. 1 – Location of the study area.

called *carebeiros*), have been involved in turtle conservation activities, being trained and contracted to protect the nests, to monitor the nests maintained *in situ* or to collect the clutches to be transferred to open air hatcheries. This study evaluates the participation of the *carebeiros* in the conservation of the sea turtles in Pontal do Ipiranga.

2. Materials and methods

2.1. Study area

The southern limit of the study area is located in the region of Degredo, in Linhares (19°22′S, 39°42′W), and the northern limit is situated at Barra Seca, at the municipal boundary of the district of São Mateus (19°09′S, 39°42′W) (Fig. 1).

2.2. Field work

Field work was carried out from 1988 to 1998. Every year, from October to January, 26 km of beach were monitored daily at dawn by *carebeiros*. Each *carebeiro* monitored about 5 km either on foot, by horse, or by bicycle (during low tide). Under normal circumstances, TAMAR'S research team travelled the whole extension nightly with a 4-wheel-drive vehicle to tag females and demarcate/transfer nests. The timing of the trips with the vehicle was accomplished according to tide schedule and height, as high tides did not allow the passage of the car. The jeep was used daily in the reproductive seasons of 1988/1989, 1989/1990, 1991/1992, 1992/1993, 1993/1994 and 1994/1995, almost daily (with some gaps) in the 1990/1991 season and only sporadically during the 1995/1996, 1996/1997 and 1997/1998 seasons.

2.3. Demarcation and transfer of the clutches

Once located, the nests were marked with a wood stake placed one meter away. This was usually done with the aid of a fine wooden probe. (The probing was gradually abandoned, but was largely adopted during the first years; however, it was not possible to assure which nest was probed in the study, although we can state that mostly nests were probed.) The nests deemed at risk of predation (by men or by animals), over washing or erosion by the tides were transferred to more protected locations on the beach or to hatcheries, which are located in the supra-coastal beach zone, enclosed with screen and fully exposed to sun and rain (daily beach patrolling allows to detect possible risks to the nests, such as the presence of predators and beach erosion, the main reasons to decide for a nest relocation). During transfer, the eggs of one clutch were initially placed in a styrofoam box, in layers, surrounded with sand to minimize rotation, with a thicker layer of sand on the top of the clutch. The box was then taken to the open air hatchery, where the eggs were removed and deposited in a chamber that resembles the depth and shape of the nest cavity dug by the female, approximately 50 cm deep and 30 cm in diameter. Once all the eggs were placed in the hatchery cavity, the hole was filled with sand and a partially buried screen was placed around the nest to avoid the dispersion of hatchlings after emergence.

When the patrol car was in use, clutches were delivered by the *carebeiros* to the researchers at the beach. During seasons where vehicle availability was sporadic or absent, the clutches were passed along among *carebeiros* in a "chain" system until they reached the hatchery. Sometimes, the *carebeiros* who operated near hatcheries buried the nests directly, without the researchers' participation.

2.4. Relocation period

The time interval between when the nest was laid and when the clutch was transferred was recorded. The relocation period was classified into four time intervals: Time A – Up to 6 h after oviposition; Time B – From 6 to 12 h after oviposition; Time C – From 12 to 24 h after oviposition; Time D – Over 24 h after oviposition. Both egg collector and depositor were recorded (as researcher or *carebeiro*) for each clutch.

Please cite this article in press as: Almeida, A.d.P., Mendes, S.L., An analysis of the role of local fishermen in the ..., Biol. Conserv. doi:10.1016/j.biocon.2006.07.014

2.5. Nest location

Clutches were classified according to three different treatments: (a) *in situ*, when the eggs were not moved from their original place; (b) transferred within the same beach, when the clutch was moved to a more suitable location on the original nesting beach and; (c) transferred to the hatchery, when the eggs were reburied at the hatchery.

2.6. Nest opening

Nests transferred to the hatchery were immediately opened on the day subsequent to the appearance of the first hatchlings (the emergence date); for nests *in situ* and those transferred on the beach this period was longer, given that patrolling was not constant. For nests kept *in situ*, the number of hatchlings was estimated from the number of empty egg shells that remained in the nest. Clutch size of *in situ* nests included the number of empty egg shells, unhatched and occasionally broken eggs.

2.7. Hatching success

The hatching success was determined by the ratio between the number of live hatchlings (dead hatched animals under sand surface not included) and the total number of eggs.The hatching success was calculated for different transfer times, for different types of collector/depositor of the clutches and for the situation of the nests (in *situ*, transferred to the beach and transferred to the hatchery).

2.8. Incubation period

The incubation time was determined by the interval between the nesting date and the date of emergence of hatchlings. Emergence date was recorded as the night where hatchlings reached the surface of the sand. The incubation time was analyzed in relation to the location of nests (*in situ*, transferred within the beach and transferred to the hatchery).

2.9. Data analysis

Analyses of variance (ANOVAs) were used when data satisfied the requirements of homogeneity of variances among groups; significant differences among groups were tested by planned comparisons (analysis for/by contrasts; Snedecor and Cochran, 1972). Data tested by proportion analysis were previously Arc-sine transformed. When variances were not homogeneous among groups, the non-parametric Kruskal–Wallis test was used. Paired *t*-tests (Zar, 1984) were used to compare the incubation time among nests transferred to the hatchery and those maintained *in situ*. To do so, each *in situ* nest of known incubation time was paired with a transferred nest of similar oviposition date (21 nests with the same date, 23 nests with 1-day, 6 with 2-days, 3 with 3-days and 2 with a 4-days difference).

3. Results

3.1. Clutch size

The mean clutch size was 114.51 (sd = 23.88; $n = 1131$, range 6–186).

There was a significant difference between the clutch size of transferred clutches collected by researchers and those collected by *carebeiros* (ANOVA: $F = 7.80$; df = 2; $p < 0.005$). There was a significant difference among clutch size of nests collected and deposited by researchers and those collected by the *carebeiros* and deposited by the researchers (planned comparison: $F = 12.6014$; df = 1; $p = 0.0004$) (Fig. 2). Clutches collected by *carebeiros* and deposited by researchers and those collected and deposited by *carebeiros* were not statistically significantly different in their clutch size (planned comparison: $F = 0.3877$; df = 1; $p = 0.5337$). Clutch size (Table 1) did not show

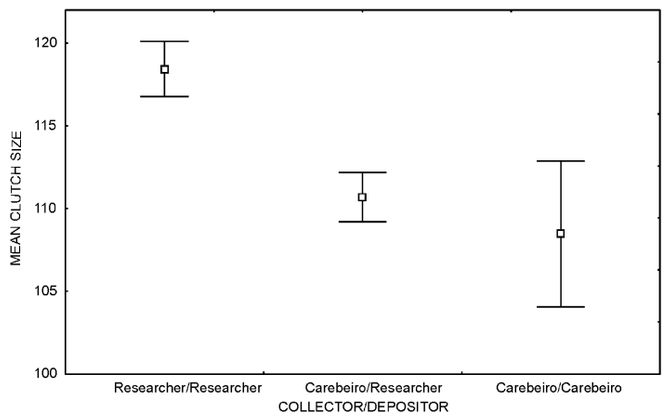


Fig. 2 – Mean clutch size (±standard error) of loggerhead clutches transferred by researchers and *carebeiros* at Pontal do Ipiranga, Linhares, between 1988 and 1998.

Please cite this article in press as: Almeida, A.d.P., Mendes, S.L., An analysis of the role of local fishermen in the ..., Biol. Conserv. doi:10.1016/j.biocon.2006.07.014

Table 1 – Loggerhead hatching success and clutch size (mean ± sd) as a function of nest location at Pontal do Ipiranga, Linhares, between 1988 and 1998

Location	*n*	Hatching success	Mean clutch size
In situ	139	72.56 ± 27.29	109.37 ± 28.08
Beach	45	60.33 ± 27.96	107.22 ± 21.71
Hatchery	277	67.29 ± 27.49	110.66 ± 22.87

Only nests transferred with participation of *carebeiros* are included in the table.

significant differences between the clutches maintained *in situ* and those transferred by *carebeiros* to the beach (Kruskal–Wallis: $\chi^2 = 0.7608$; df = 1; $p = 0.787$) or to the hatchery ($\chi^2 = 1.8178$; df = 1; $p = 0.1776$). Clutch size of nests transferred by researchers was significantly higher than those maintained *in situ* ($\chi^2 = 3.8256$; df = 1; $p = 0.0124$).

3.2. *Hatching success*

The location of nests had a significant effect on hatching success (ANOVA: $F = 3.73$; df = 2; $p = 0.0243$). The nests maintained *in situ* had significantly higher rates of hatching success than nests transferred within the beach (planned comparison: $F = 6.2697$; df = 1; $p = 0.0124$) or to the hatchery (planned comparison: $F = 4.7659$; df = 1; $p = 0.0292$) (Table 1). There was no significant difference in hatching success rates between clutches transferred within the beach and those transferred to the hatchery (planned comparison: $F = 2.10615$; df = 1; $p = 0.1469$).

Table 2 – Hatching success and clutch size (mean ± sd) as a function of the participation of carebeiros in collecting and relocating loggerhead clutches at Pontal do Ipiranga, Linhares, between 1988 and 1998

Collector/depositor	*n*	Hatching success	Mean clutch size
Researcher/Researcher	238	73.18 ± 22.70	118.70 ± 24.97
Carebeiro/Researcher	239	66.79 ± 27.65	111.11 ± 22.06
Carebeiro/*Carebeiro*	83	64.96 ± 28.10	107.50 ± 24.44

Hatching success varied as a function of the collector/depositor pair type (Table 2). Clutches collected and deposited by the researchers had a higher hatching success than those collected by *carebeiros* and deposited by researchers (Kruskal–Wallis, $\chi^2 = 7.8003$; df = 1; $p = 0.0052$) and than those collected and deposited by *carebeiros* ($\chi^2 = 4.5544$; df = 1; $p = 0.0326$).

The analysis of hatching success in relation to transfer time (Fig. 3) indicated that the hatching success of clutches collected by *carebeiros* and passed to researchers presented significant differences (ANOVA of Kruskal–Wallis, $\chi^2 = 19.9111$; df = 2; $p = 0.0000$). Significant differences were not detected for clutches collected and deposited by the researchers ($\chi^2 = 2.11513$; df = 2; $p = 0.3478$) or those collected and deposited by *carebeiros* ($\chi^2 = 0.82438$; df = 2; $p = 0.6622$).

3.3. *Incubation time*

The incubation time did not show significant differences between the clutches transferred to the hatchery and those maintained *in situ* (*t*-test for paired samples: $t_{calc} = 0.2879$; df = 109; $p > 0.05$). The time intervals varied from 45 to 70 days in the nests *in situ* ($n = 55$; average of 58.54 days), and from 48 to 70 days in the nests transferred to a hatchery ($n = 55$; average 58.36 days).

4. Discussion

The mean clutch size (114.5) is within the range of those reported for other populations in the Atlantic (Dodd, 1988; Crouse et al., 1987), but smaller than the mean clutch size reg-

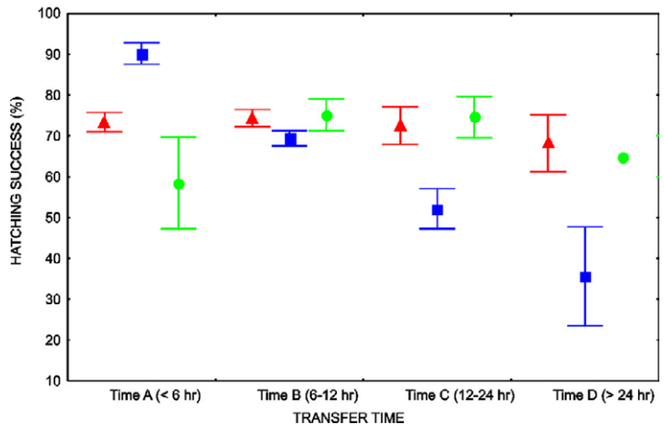


Fig. 3 – Hatching success of clutches as a function of collector/depositor for different transfer times (±standard error): ▲, Researcher/Researcher; ■, *Carebeiro*/Researcher; ●, *Carebeiro*/*Carebeiro*.

Please cite this article in press as: Almeida, A.d.P., Mendes, S.L., An analysis of the role of local fishermen in the ..., Biol. Conserv. doi:10.1016/j.biocon.2006.07.014

istered in the five TAMAR Stations in northern Espírito Santo as a whole – Pontal do Ipiranga included – (119.7 eggs, Baptistotte et al., 2003) and in Bahia State (126.7 eggs, Marcovaldi and Laurent, 1996; 130.5 eggs, Tiwari and Bjorndal, 2000).

The data obtained at Pontal do Ipiranga show that clutches transferred by *carebeiros* without the researchers' participation were smaller on average by 11 eggs, and that clutches passed to researchers for deposition in the hatchery were smaller on average by seven eggs relative to clutches transferred only by researchers (Table 2). Gil et al. (1993), evaluating the handling of nests of *Eretmochelys imbricata* in Isla Holbox, in Mexico, mentioned a similar situation and concluded that the fishermen removed some eggs before delivering the transferred clutches to the researchers. Frazier (1993) mentioned the participation of fishermen in the clutch transfer when discussing the lower fecundity of transferred loggerhead nests in relation to those maintained *in situ* in Cozumel, Mexico, according to data provided by Zurita and Miranda (1993). The possibility that *carebeiros* ignore some eggs in the nests is unlikely, considering that the researchers carefully instructed the *carebeiros* in the collection techniques. The breaking of eggs with the wood probe during the nest search might explain this difference. However, the lack of a significant difference in number of eggs between transferred nests and those maintained *in situ* makes this an unlikely explanation. Also, the broken egg shells found after nest excavation were added to obtain the clutch size. Thus, a more suitable explanation would be the use of these eggs for consumption. Turtle eggs were, for many years, an important food resource for the local communities. Generations of *carebeiros* were fed in that manner. It is possible that they continued to use this resource, through the strategy of removing just a few eggs from each nest, in an attempt to mask the effects of this collection. The absence of significant differences between the mean clutch size for nests *in situ* and that transferred by *carebeiros* also suggests the use of this strategy in the nests maintained *in situ*.

The lower hatching success of nests transferred within the same beach (at Pontal do Ipiranga, transferred by *carebeiros* only) in relation to those transferred to the hatchery diverge from results obtained at other TAMAR Stations in Espírito Santo (Rieth, 1998) and Bahia (Gonchorosky et al., 1995; Marcovaldi and Laurent, 1996), where the hatching success of nests transferred within the beach is intermediate between *in situ* nests and those transferred to the hatchery. This suggests the possibility that *carebeiros* are not as careful as researchers in relation to the manipulation of eggs. Gil et al. (1993) mentioned a similar pattern in a conservation program developed in Isla Holbox, in Mexico.

Limpus et al. (1979) showed an inversely proportional relationship between transfer time and hatching success. The authors worked with sub-samples of four nests, which were relocated carefully over a short distance (150 m) within the same beach. The data from Pontal do Ipiranga suggest the influence of other factors. The absence of significant variation in the hatching success of clutches transferred by researchers for different transfer times indicates that a careful manipulation can minimize the impacts of the transfer – there was no significant difference in hatching success between clutches transferred by the researchers and nests maintained *in situ* (Tables 1 and 2). The nests transferred exclusively by *carebeiros* were essentially limited to those located in the hatchery vicinity, for which transport was mostly less than 5 km, and predominantly within 12 h after laying, without participation of another person. Also in this case, there were no significant variations between different transfer times (Fig. 3).

The hatching success of clutches collected by *carebeiros* and sent to researchers, however, showed a similar pattern to that of Limpus et al. (1979), so that higher hatching success was related to lower transfer time. This suggests a possible influence of the distance travelled or the means of transportation. In fact, a clutch transferred within one hour would travel a greater distance (exposed, possibly, to more movement) if the transfer were accomplished by car or horse, than by foot. More research examining the different factors related to hatching success would increase our understanding of these issues.

The data suggest that careful manipulation of the clutches during collection, transport and deposition in the hatchery can minimize the effects on hatching success.

Both lower clutch size and hatching success translate into a lower hatchling production. Despite the lower elasticity attributed to these stages (eggs and hatchlings) in the life cycle of sea turtles (Crowder et al., 1994), a 10% reduction in offspring production is an important factor to consider when recovering depleted populations. However, the direct participation of *carebeiros* in activities related to the protection of nests is fundamental. Monitoring of *in situ* nests would be hindered without their daily presence on the beach; decisions on the transfer of clutches threatened by the tides, for instance, would be very difficult without their contribution based on practical experience on beach dynamics. Finally, the enormous gains from local participation and understanding of the need for sea turtle conservation would never be reached, maintained and deepened without the participation of the *carebeiros*.

The challenge, therefore, is to combine their participation with an adequate management of the nests. The need for a closer attendance of the carebeiros' activities to obtain results similar to those of nests managed by researchers is stressed in this study. Periodical meetings to evaluate and to compare results from different Stations and for different carebeiros in the same Station are proposed as a strategy to avoid the observed discrepancies in the future, reinforcing the importance of each egg and hatchling for recovering the local loggerhead population. Garcia et al. (2003) reported the successful participation of laypeople in transferring nests with no significant impacts in hatching success.

The pivotal incubation time is the one at which males and females are produced in equal proportions (Marcovaldi et al., 1997). Analysis of incubation time allows for estimation of the natural sex ratio of a sea turtle population (Mrosovsky et al., 1999). Comparison of incubation times for *in situ* and transferred nests can help detect any distortion in the natural sex ratio caused by nest relocation (Marcovaldi et al., 1997).

The absence of any difference in incubation times for *in situ* and transferred nests at Pontal do Ipiranga indicates that sex ratios of offspring do not differ between treatments.

Despite incubation time and hatching success of clutches transferred by the researchers presenting very similar values

Please cite this article in press as: Almeida, A.d.P., Mendes, S.L., An analysis of the role of local fishermen in the ..., Biol. Conserv. doi:10.1016/j.biocon.2006.07.014

to those observed *in situ*, we strive to maintain as many sea turtle nests in the original sites of oviposition (Marcovaldi and Marcovaldi, 1999) for various reasons, including the avoidance of localized catastrophes in the hatchery that could result in concentrated embryonic mortality and/or the alteration of the natural sex ratio. Also, it has been suggested that near-shore mortality due to fish predation is lower for hatchlings that emerge from natural nests compared to those released from hatcheries (Stewart and Wyneken, 2004). Finally, it has also been suggested that the byproducts of post-emergent sea turtle nests are an important source of energy for beach dune systems (Bouchard and Bjorndal, 2000).

However, in some places the risk of nest losses by environmental factors outweighs any possible disadvantages that might be caused by nest translocation (e.g. Garcia et al., 2003).

5. Conclusions

The differences observed in the hatching success of clutches transferred by researchers and by *carebeiros* emphasize the importance of a careful manipulation of the eggs. The transfer of clutches, when accomplished by researchers, was an efficient alternative to maintenance of nests *in situ* in areas with high predation or erosion risks, independently of the time elapsed since oviposition. This demands, however, a daily presence of the car on the beach, which would allow the maintenance of the clutches *in situ*, the best choice to avoid several potential negative effects.

The probable interference of *carebeiros* on about 10% of eggs by removal could bring additional difficulties to the recovery of local loggerhead stocks, considering the reduced population size. However, the importance of directly involving the carebeiros in the activities related to sea turtle conservation requires adopting strategies which conciliate their work while attaining the best possible indices of hatchling production. We suggest a close attendance of *carebeiros*, with continuous evaluation of each one's results, aiming similar values to those obtained by researchers. The comparison between clutch size at Pontal do Ipiranga and other contiguous TAMAR's Stations (Baptistotte et al., 2003) suggests that this was a localized problem. The increasing trends in Brazilian loggerhead nesting areas (Marcovaldi and Chaloupka, in press) reinforce this suggestion.

Acknowledgements

We are grateful to João Carlos Thomé, Cecília Baptistotte, Luciana M.P. Moreira, Juarez T. Scalfoni and Denise B. Rieth, members of the TAMAR staff in Espírito Santo, for contributing to this work. We also thank all researchers, university students and *carebeiros* involved with sea turtle conservation activities. Special thanks to José Alberto Perazzin Schineider, Victor Roque Pancieri, César Augusto de Campos Lima, Lisandra Alonso Lopes and César Augusto de Borba Mattos, for their help in field work and data collection at Pontal do Ipiranga. Paulo DeMarco Jr. kindly provided assistance with data analysis. Matthew Godfrey, Paulo Barata, John Frazier, Ariadne Angulo and Luciano Soares made valuable suggestions on various stages of the manuscript, besides helping with the English version. Three anonymous reviewers provided helpful suggestions. FACITEC – Fundo de Apoio à Ciência e Tecnologia, from the municipal government of Vitória (Prefeitura Municipal de Vitória) provided a research grant to APA. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA, co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by PETROBRAS.

REFERENCES

Almeida, A.P., 2002. Avaliação do manejo de desovas da tartaruga-amarela, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) (Testudines: Cheloniidae) em Pontal do Ipiranga, Linhares, ES. Master's Thesis, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 65p.

Baptistotte, C., Thomé, J.C., Bjorndal, K.A., 2003. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo state, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 4 (3), 523–529.

Bouchard, S.S., Bjorndal, K.A., 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. Ecology 81, 2305–2313.

Crouse, D.T., Crowder, L.B., Caswell, H., 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. Ecology 68 (5), 1412–1423.

Crowder, L., Crouse, D.T., Heppel, S.S., Martin, T.H., 1994. Predicting the impact of turtle excluder devices on loggerhead sea turtle populations. Ecological Applications 4 (3), 437–445.

Dodd jr, C.K., 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). United States Fish and Wildlife Service Biological Report 88 (14), 110.

Frazier, J.G., 1993. Una evaluación del manejo de nidos de tortugas marinas en la Península de Yucatán. Memorias Del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán, 11–13 de Marzo de 1991, Mérida, Yucatán, México, pp. 37–76.

Garcia, A., Ceballosa, G., Adaya, R., 2003. Intensive beach management as an improved sea turtle conservation strategy in México. Biological Conservation 111, 253–261.

Gil, R.A., Ruelas, E.M., Del Valle, R.V., 1993. Protección e investigación de la tortuga carey, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), em la Isla Holbox, Quintana Roo, Temporada 1990. Memórias Del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán, 11–13 de Marzo de 1991, Mérida, Yucatán, México, pp. 143–157.

Gonchorosky, J.C., Campana, C., Santos D.S., 1995. Avaliação das técnicas de manejo de desovas de tartarugas marinhas no litoral Norte do Estado da Bahia, Brasil. Resumos da VIII Semana Nacional de Oceanografia, Rio Grande, RS, pp. 66.

Limpus, C.J., Baker, V., Miller, J.D., 1979. Movement induced mortality of loggerhead eggs. Herpetologica 35, 335–340.

Marcovaldi, M.A., Chaloupka, M., in press. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endangered Species Research.

Marcovaldi, M.A., Laurent, A., 1996. A six-season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2 (1), 55–59.

Marcovaldi, M.A., Marcovaldi, G.G., 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91, 35–41.

Marcovaldi, M.A., Godfrey, M.H., Mrosovsky, N., 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. Canadian Journal of Zoology 75, 755–770.

Please cite this article in press as: Almeida, A.d.P., Mendes, S.L., An analysis of the role of local fishermen in the ..., Biol. Conserv. doi:10.1016/j.biocon.2006.07.014

Ministério do Meio Ambiente 2003. Lista das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Instrução Normativa 3, 27 de maio de 2003.

Mrosovsky, N., Baptistotte, C., Godfrey, M.H., 1999. Validation of incubation duration as an index of the sex ratio of hatchling sea turtles. Canadian Journal of Zoology 77, 831–835.

Rieth, D.B., 1998. Estudo comparativo do sucesso de eclosão de ninhos da tartaruga marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) nos três tipos de manejo utilizados pelo Projeto TAMAR-IBAMA em Povoação. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 61p.

Snedecor, G.W., Cochran, W.G., 1972. Statistical Methods, sixth ed. Iowa State University Press, USA. 593p.

Stewart, K.R., Wyneken, J., 2004. Predation risk to loggerhead hatchlings at a high-density nesting beach in Southeast Florida. Bulletin of Marine Science 74, 325–335.

Tiwari, M., Bjorndal, K.A., 2000. Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil and Greece. Herpetologica 56, 343–356.

Zar, J.H., 1984. Biostatistical Analysis, fourth ed. Prentice-Hall, New Jersey. 929p.

Zurita, J.C., Miranda, J.L., 1993. Comité de protección de las tortugas marinas en la Isla de Cozumel. Memorias Del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán, 11–13 de Marzo de 1991, Mérida, Yucatán, México, pp. 159–168.

Marine Turtle Newsletter 117:11, © 2007

Marine Turtle Newsletter

Incidental Capture of a Leatherback Along the Coast of Ceara, Brazil

Eduardo H.S.M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1] & Matthew H. Godfrey[2]

[1]Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto TAMAR 151, Almofala - CE, 62592-000 Brazil (E-mail: tamarce@tamar.org.br)

[2]NC Wildlfe Resources Commission, Beaufort, NC USA

On 13 November 2006, a live leatherback was observed stranded on Mundaú Beach, in the municipality of Trairí, in the state of Ceará, Brazil (3°1776 S, 39°3794 W). The turtle measured 149cm curved carapace length and 106cm curved carapace width. The proximal end of the turtle's left front flipper was tightly entangled in approximately 30m of monofilament nylon fishing line, apparently for some time, as the majority of this flipper was suffering necrosis from lack of blood supply. The turtle died <120min after it was found on the beach, likely from infection associated with the wound. We performed a necropsy on this animal and found that her reproductive tract contained several sets of eggs at different stages of development. The fishing line as identified as being similar to the secondary line used by pelagic long-line fisheries targetting albacore tuna (*Thunnus alalunga*). A fleet of pelagic long-line boats is based in Recife, Pernambuco (Coluchi *et al*. 2005), which lies adjacent to Ceará.

The waters off the coast of Ceará is important for foraging, development and migration of sea turtles in Brazil (Marcovaldi 1993; Lima *et al*. 1999; Lima *et al*. 2003; Godley *et al*. 2003). Projeto TAMAR-IBAMA, the national sea turtle project in Brazil, operates a research station in Almofala, Ceará. Long-term monitoring in Almofala has revealed that all five species of sea turtles that occur in Brazil, including leatherbacks, interact with fisheries in this region (principally fishing weirs, gillnets and hook and line). Stranded leatherbacks have been observed in nearly all states in Brazil, with greater numbers of strandings being reported in recent years (Barata *et al*. 2004). Interactions between long-line fisheries and leatherbacks (in addition to other species) are most commonly observed in waters off of more southern states in Brazil (Kotas *et al*. 2004). Interestingly, there have been several stranded leatherbacks in Brazil that were missing one or both front flippers (Projeto TAMAR-IBAMA, unpub. data). The confirmed link between a long-line interaction and flipper injury in the leatherback observed in Ceará suggests that at least some of the other stranded leatherbacks could have suffered interactions with pelagic long-lines. Onboard observers in long-line fisheries off the Brazilian coast also report that leatherback turtles tend to be foul-hooked in the flipper rather than the mouth (Kotas *et al*. 2004; Pinedo & Polacheck 2004).

The source rookery of this leatherback remains speculative. Leatherback nests have never been recorded in Ceará. The primary nesting beaches for leatherbacks in Brazil are in Espírito Santo, in the southeastern region (Thome *et al*. 2007). The closest known rookeries are to the north in French Guiana (Girondot & Fretey 1996), although to date no post-nesting female leatherbacks from French Guiana have been observed moving south of the equator (Ferraroli *et al*. 2004). The reproductive state of this stranded leatherback overlaps more with the nesting season in Espírito Santo than in French Guiana, although it is possible that there is unobserved nesting by leatherbacks in northeastern Brazil. Genetic analyses of tissue taken from this turtle may help resolve this issue, and further monitoring for other reproductively active female leatherabacks in the waters of Ceará is warranted.

Acknowledgements: The TAMAR/Ceará trainees Ligia Santanna, Marcello Spiandorin, André Meneses helped with the response and necropsy. Thanks to Max Rondon Werneck and Cecilia Baptistotte, veterinarians of Projeto TAMAR for their help in the initial treatment of the animal. Thanks to Bruno Giffoni of Projeto TAMAR Ubatuba for help in identifying the entangled fishing gear. Projeto TAMAR is part of the Ministry of Environment, is co-administered by Fundação Pró-TAMAR and is officially sponsored by Petrobrás.

BARATA, P.C.R., E.H.S.M. LIMA, M. BORGES-MARTINS, J.T. SCALFONI, C. BELLINI & S. SICILIANO. 2004. Records of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) on the Brazilian coast, 1969-2001. Journal of the Marine Biological Association UK 84: 1233-1240.

COLUCHI, R., B.B. GIFFONI, G. SALES, C.E.N. CONSULIM, F.N. FIEDLER, N.O.L. LEITE Jr. & F. PEPPES. 2005. Caracterização das pescarias com espinhel pelágico que interagem com tartarugas marinhas no Brasil. In Livro do Resumos, 2nd Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinas no Atlântico Sul Ocidental. Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, Rio Grande do Sul, Brazil, pp. 80-83.

FERRAROLI S., J.-Y. GEORGES, P. GASPAR & Y. LE MAHO 2004. Where leatherbacks meet fisheries. Nature 429: 521-522.

GIRONDOT M. & J. FRETEY. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. Chelonian Conservation & Biology 2:204-208.

GODLEY, B.J., E.H.S.M. LIMA, S. ÅKESSON, A.C. BRODERICK, F. GLEN, P. LUSCHI & G.C. HAYS. 2003. Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. Marine Ecology Progress Series 253: 279-288.

KOTAS, J.E., S. dos SANTOS, V.G. de AZEVEDO, B.M.G. GALLO & P.C.R. BARATA. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fishery Bulletin 102: 393-399.

LIMA, E.H.S.M., C.J. LAGUEUX, P.C.R. BARATA & M.Â. MARCOVALDI. 2003. Second Record of a green turtle (*Chelonia mydas*) tagged in Brazil and captured in Nicarágua. Marine Turtle Newsletter 101:27.

LIMA, E.H.S.M., C.J. LAGUEUX, D. CASTRO & M.Â. MARCOVALDI. 1999.From one feeding ground to another: green turtle migration between Brazil and Nicarágua. Marine Turtle Newsletter.85: 10.

MARCOVALDI, M.Â. 1993. A new initiative to project green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. Marine Turtle Newslet¬ter 63: 13-14.

PINEDO M.C. & T. POLACHECK. 2004. Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. Biological Conservation 119: 335-339.

THOME, J.A., C. BAPTISTOTTE, L.M.P. MOREIRA, J.T. SCALFONI, A.P. ALMEIDA, D.B. RIETH and P.C.R. BARATA. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espirito Santo, Brazil, 1988-1989 to 2003-2004. Chelonian Conservation & Biology 6: 15-27.

DISTRIBUCIÓN Y COMPOSICIÓN DE TALLAS DE LAS TORTUGAS MARINAS (*CARETTA CARETTA* Y *DERMOCHELYS CORIACEA*) QUE INTERACTUAN CON EL PALANGRE PELAGICO EN EL ATLANTICO SUR

Milagros López-Mendilaharsu[1], Gilberto Sales[2], Bruno Giffoni[2], Philip Miller[3], Fernando Niemeyer Fiedler[2] and Andrés Domingo[3]

SUMMARY

Throughout the world the incidental catch and mortality of sea turtles in pelagic longline represents a serious threat for these stocks. This problem has received more attention in recent years due to the current state of conservation of these species. This paper analyzes the information obtained between 1998 and 2005 from 1,729 sets carried out by observers on board the Brazilian and Uruguayan pelagic longline fleets that fish in the Atlantic Ocean. Observations were made of 2,643,851 hooks set, from 28ºS to 38ºS, where 1,693 Caretta caretta *and 238* Dermochelys coriacea *were caught. For* C. caretta *higher CPUE values were observed between 32º and 36ºS and between 41-53ºW and 29-33ºW. A seasonal increase was observed in the number of catches of this species in the summer and autumn months.* D. coriacea *showed higher CPUE values in the area close to the slope (41-53ºW), and higher catches were observed between May and August. Biometric data of individuals caught were collected when posible. The majority of the* C. caretta *turtles were mature individuals (average= 57.1 cm) and in the case of* D. coriacea *a predominance of adults was noted (average= 151.2 cm).*

RESUME

Tout autour du monde, la capture accidentelle et la mortalité des tortues marines à la palangre pélagique représentent une sérieuse menace pour ces populations. Cette problématique a reçu une attention internationale croissante ces dernières années en raison de l'état de conservation actuel de ces espèces. La présente étude analyse l'information obtenue par des observateurs embarqués à bord d'embarcations entre 1998 et 2005, au cours de 1.729 opérations réalisées par les flottilles palangrières pélagiques du Brésil et de l'Uruguay qui opèrent dans l'océan Atlantique. Un total de 2.643.851 hameçons mouillés ont été observés, dans une zone comprise entre 28ºS et 38ºS, où l'on a enregistré la capture de 1.693 Caretta caretta *et 238* Dermochelys coriacea. *Pour* C. caretta, *on a observé des valeurs supérieures de CPUE entre 32º et 36ºS, et entre 41º-53ºW et 29-33ºW. On a observé que le nombre de captures de cette espèce augmentait de manière saisonnière pendant les mois d'été et d'automne.* D. coriacea *a présenté des valeurs de CPUE plus grandes dans la zone proche du talus (41º-53ºW), et de plus fortes captures ont été observées entre les mois de mai et d'août. Les données biométriques des individus capturés ont été consignées lorsque cela a été possible. La majorité des tortues* C. caretta *étaient des spécimens immatures (moyenne = 57,1 cm) et dans le cas de l'espèce* D. coriacea, *une prédominance d'adultes s'est dégagée (moyenne = 151,2 cm).*

RESUMEN

Alrededor del mundo la captura incidental y mortalidad de tortugas marinas en el palangre pelágico representa una seria amenaza para estas poblaciones. Esta problemática ha recibido una creciente atención internacional en los últimos años debido al estado de conservación actual de estas especies. En el presente estudio se analiza la información obtenida durante 1729 lances por observadores a bordo entre 1998 a 2005, en las flotas de palangre pelágico de Brasil y Uruguay que operan en el Océano Atlántico. Se observaron 2.643.851 anzuelos calados, desde los 28ºS a los 38ºS donde se registró la captura de 1693 Caretta caretta *y 238* Dermochelys coriacea. *Para* C. caretta *se observaron mayores valores de CPUE entre los 32 y 36ºS, y entre los 41-53ºW y 29-33ºW. Estacionalmente se observó un incremento en el número*

[1]Proyecto Karumbé, Tortugas Marinas del Uruguay, Av. Giannattasio km.30500, El Pinar, Canelones.
[2]TAMAR/IBAMA, Rio Vermelho, CX Postal 2219, CEP 40223, Salvador, Bahia, Brasil; gilsales@tamar.org.br
[3]Recursos Pelágicos, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo, Uruguay; adomingo@dinara.gub.uy

2007
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16

de capturas de esta especie en los meses de verano y otoño. D. coriacea *presentó mayores valores de CPUE en el área cercana al talud (41-53ºW), y se observaron mayores capturas entre mayo y agosto. Los datos biométricos de los individuos capturados fueron registrados en los casos en que fue posible. La mayoría de las tortugas* C. caretta *resultaron ser individuos inmaduros (media= 57.1 cm) y en el caso de la especie* D. coriacea *se notó una predominancia de adultos (media= 151.2 cm).*

KEYWORDS

Marine turtles, pelagic longline, distribution and size, incidental catches, Brazil, Uruguay

1. Introducción

En el Atlántico Sur la pesca con palangre pelágico de superficie, se encuentra ampliamente distribuida. En las pesquerías de palangre pelágico de Brasil y Uruguay, las especies objetivo son los atunes (*Thunnus* sp.), pez espada (*Xiphias gladius*), y los tiburones pelágicos. Estas pesquerías son consideradas una de las principales amenazas para las poblaciones de tortugas marinas en todos los océanos y mares del mundo debido a los altos índices de captura y mortalidad incidental que presentan (Spotila. *et al*. 2000, Hall *et al.* 2000, Deflorio *et al.* 2005). A pesar de que la captura incidental de tortugas marinas en el palangre pelágico es una de las amenazas que enfrentan estas especies a lo largo de su ciclo de vida, no son muchos los trabajos que se han realizado sobre esta interacción. Recientemente ésta problemática ha ganado la atención internacional debido al estatus de conservación de las tortugas marinas y a la necesidad de desarrollar e implementar medidas de mitigación adecuadas (FAO 2004, 2005).

Cinco especies se encuentran en aguas del Atlántico Sur: *Caretta caretta, Lepidochelys olivacea, Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* y *Dermochelys coriacea*. Todas estas especies se encuentran amenazadas; mientras que *E. imbricata* y *D. coriacea* se encuentran en peligro crítico de extinción (IUCN 2006). A pesar de que esta amplia región es utilizada por las cinco especies de tortugas marinas, las que presentan mayor interacción con esta pesquería son la tortuga cabezona o cabeçuda (*Caretta caretta*) y siete quillas o de couro (*Dermochelys coriacea*).

Algunos trabajos alrededor del mundo han examinado y evaluado la pesca incidental de las tortugas marinas en el palangre pelágico (Nisemura & Nakahigashi 1990; Bolten *et. al* 1996, Lutcavage *et al.*1997, Witzell 1999, Achaval *et al* 2000, Laurent *et al*. 2001, Robins *et al*. 2002, Domingo *et al*. 2003, Soto *et al*. 2003, Domingo *et al*. 2004, Kotas *et al.* 2004, Lewison *et al.* 2004, Pinedo & Polacheck 2004, Sales *et al.* 2004, Carranza *et al.* 2006, Domingo *et al.* 2006, Deflorio *et al.* 2006), sin embargo aún resta mucho por conocer sobre la distribución, uso de hábitat y migraciones de éstas especies.

En el presente trabajo se analiza información referente a la captura incidental de las especies *C. caretta* y *D. coriacea*, obtenida por observadores a bordo en buques pesqueros y de investigación de Brasil y Uruguay en una amplia región del Océano Atlántico Sur, durante un período de 8 años y con un importante esfuerzo de muestreo.

2. Materiales y métodos

Los datos provienen del Programa Nacional de Observadores a bordo de la Flota Atunera de Uruguay (PNOFA) así como de los programas de observadores de la flota de palangre de Brasil (SEAP/UFRPE, SEAP/UNIVALI, Projeto Albatroz) y de cruceros de investigación de este país, en los cuales participa TAMAR/IBAMA. La información analizada corresponde al período comprendido entre abril de 1998 y diciembre de 2005, entre los 28º-38ºS y los 21º-54ºW.

Para cada uno de los lances, se registró la fecha, ubicación geográfica (latitud y longitud), esfuerzo en número de anzuelos y número de tortugas capturadas por especie.

En los casos en que fue posible se registró el largo curvo del caparazón (LCC) según Bolten 1999.

Se analizó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en número de ejemplares / 1000 anzuelos.

Se analizo la distribución espacial de las capturas, de las CPUE y de las tallas.

3. Resultados

El esfuerzo de observación varió entre 18.850 anzuelos en el año 2000 a 1.043.954 anzuelos en el 2004. **(Tabla 1)**, totalizando para el período 1998-2005, 1729 lances y 2.643.851 anzuelos.

El número total de individuos capturados por especie fue de 1693 *C. caretta* y de 238 *D. coriacea* **(Tabla 2, Figura 1)**, registrándose las mayores capturas en 2005 con 452 y 64 ejemplares, respectivamente.

Los valores de CPUE de *C. caretta* variaron entre 0.42 (tortugas/1000anzuelos) en 2004 y 2.45 (tortugas/1000anzuelos) en el 2001, con una media para todo el período de 0.64 (tortugas/1000anzuelos). En el caso de *D. coriacea* los valores de CPUE variaron de 0.05 (tortugas/1000anzuelos) en 2003 y 2004 a 0.7 en 2001, con una CPUE de 0.09 para todo el período.

En el acumulado mensual para todo el período *C. caretta* osciló entre 0.36 (tortugas/1000anzuelos) en noviembre hasta 2.72 en febrero.

Los valores de CPUE de *Dermochelys coriacea* variaron entre 0.01 en diciembre hasta 0.17 en mayo (tortugas/1000anzuelos) **(Tabla 2)**.

Los mayores valores de CPUE por latitud de *C. Caretta* se presentaron en los 32-36º S (Figura 3), dentro de los que se destacan los 33 y 35ºS.

Para la especie *D. coriacea* los mayores valores de CPUE (> a 0.1) se presentaron entre los 29-30ºS y 35-36ºS **(Figura 2 y Figura 3)**. Sin embargo, la alta CPUE para *D. coriacea* observada en la elevación de Rio Grande (entre los 30-31°S e long 32-38°W) debe ser tomada con cautela ya que la misma se refiere a un único lance de pesca que capturó 19 individuos de ésta especie.

Para el análisis temporal de los datos se distinguieron dos áreas, una entre los 28 y 31ºS y otra entre los 32 y 36ºS. En el área comprendida entre los 28-31º S para la especie *C. caretta* se observaron valores mayores de CPUE durante los primeros meses del año (febrero-abril), destacándose el mes de febrero con un valor de de 2.4 (tortugas/1000anzuelos).

Para *D. coriacea* los mayores valores de CPUE se presentaron entre los meses de mayo y agosto **(Figura 4)**.

En el área ubicada entre los 32-38º S los mayores valores de CPUE de *C. caretta* también se presentaron durante la primera mitad del año (verano-otoño), con un valor máximo de CPUE de 2.8 en el mes de febrero.

En el caso de la especie *D. coriacea* no se observaron mayores diferencias en los valores durante el año **(Figura5)**.

En las gráficas de acumulado de captura por grado de longitud **(Figuras 6 y 7)**, se distinguieron dos áreas en las cuales se observó un mayor incremento en el número de capturas.

Estas áreas se ubicaron entre los 41-53ºW tanto en el caso de *C. caretta* como de *D. coriacea*, y entre los 29-33ºW para *C. caretta* **(Figura 6)** y 33-35ºW para *D. coriacea* **(Figura 7)**. Como se mencionó anteriormente en el caso de *D. coriacea* el incremento en la captura en los 35ºW se debe a un único lance.

En ambas áreas los mayores valores de CPUE de *C. caretta* se registraron durante el verano con valores superiores a 1 seguidos de los meses de otoño **(Figuras 8 y 9)**. Es importante destacar que en la región comprendida entre los 29-33ºW no existen datos de lances durante los meses de invierno ya que la actuación de la flota pesquera en esa región es estacional y se encuentra restringida a algunos meses del año, por lo cual cabe una reserva en relación a los resultados estacionales en dicha área.

Los tallas de la especie *C. caretta* variaron entre 38-98 cm de LCC (media= 57.1 cm, SD=6.4 cm, n= 1166) **(Figura 10)**. Dado que el tamaño mínimo de las hembras de *C. caretta* en las playas de anidación ubicadas en la costa brasileña (TAMAR datos no publicados) es 83 cm, la mayoría (n=1164, 99.8%) de los individuos resultaron ser inmaduros, más específicamente el 88% del total se ubicó en el rango de tamaño entre 50 y 70 cm. Según la distribución espacial de las diferentes tallas de *C. caretta* se observó que los individuos de mayor tamaño (LCC > 80 cm) solamente fueron capturados en áreas cercanas al límite de la plataforma continental,

mientras que los individuos correspondientes a tallas menores (LCC ≤80 cm) fueron capturados tanto en ambientes oceánicos como cercanos al límite de la pataforma y talud continental **(Figura 11)**.

En el caso de *D. coriacea* se obtuvieron medidas de 35 individuos (media= 151.2 cm, SD= 16.6, rango = 115 – 194 cm) **(Figura 12)**. En base al tamaño mínimo de las hembras en las principales playas de anidación en el Atlántico, Suriname (LCCmin = 131; Hilterman & Goverse 2002) y Gabón (LCCmin= 130 cm; Billes 2000), se clasificaron como inmaduros a los individuos de LCC <130 cm y como adultos a aquellos individuos de LCC mayor o igual a esa medida. Solo un individuo resultó ser menor a 130 cm, por lo que prácticamente todos los individuos fueron clasificados como probables adultos. En relación a la distribución espacial de las diferentes tallas no se pudieron realizar comparaciones dado el bajo número **(Figura 13)**.

4. Discusión

El valor total de CPUE de 0.64 para la especie *C. caretta* en el área de estudio resultó ser mayor al reportado en otras áreas geográficas del mundo, lo cual demuestra que el Atlántico Sur es un área de importante concentración para los individuos de esta especie. Por ejemplo en el Mediterráneo Central se registró un valor de 0.27 (tortugas/1000anzuelos) durante el período 1999-2000 (Deflorio *et al.* 2005), los valores de CPUE documentados en el Atlántico NW entre 1992-1995 fueron de 0.08 (Witzell 1999) y de 0.32 entre 1999-2000 considerando inclusive las capturas de ambas especies (Yeung 2001). Por otro lado, la captura de individuos de *C. caretta* en el Atlántico Sur resultó ser menor a los valores reportados en el Mediterráneo Occidental (Aguilar *et al.* 1995, Camiñas 1997), región que se caracteriza por una elevada abundancia de tortugas *C. caretta* debido a la entrada de individuos a través del estrecho de Gibraltar a lo largo de todo el año y al pasaje de individuos proveniente del Mediterráneo Central y Oriental.

Kotas *et al.* (2003) en 1998 notaron valores de CPUE muy elevados para *C. caretta* en el Atlántico Sur de 4.31 (tortugas/ 1000 anzuelos), sin embargo cabe una reserva en la comparación con dichos datos ya que el esfuerzo de pesca de ese trabajo no es comparable al esfuerzo documentado en el presente estudio.

El valor de CPUE para *D. coriacea* considerando todo el periodo fue de 0.09, valor que resultó similar al documentado para esta especie en el Atlántico NW (CPUE= 0.07, Witzell 1999). Sin embargo, los valores de CPUE calculados para *D. coriacea* en el Golfo de Guinea (0.68) y al norte de la isla de Santa Elena (0.3) fueron superiores (Carranza *et al.* 2006) y solamente el valor observado en este estudio durante el 2001 es comparable en magnitud (0.7 tortugas/1000 anzuelos).

Las zonas de mayor concentración de *C. caretta* en el Atlántico Sur se localizaron fundamentalmente a lo largo de la zona del talud y hacia el Este del mismo hasta los 41ºW, y también al Sureste de la elevación de Rio Grande. La captura de *C. caretta* fue continua a lo largo de todo el año, sin embargo los mayores índices de captura se presentaron durante el verano, estacionalidad que ha sido documentada en el Mediterraneo (Deflorio *et al.* 2005).

A pesar de que la interacción de *D. coriacea* con el palangre pelágico en el Atlántico Sur no es tan elevada como la observada en otras regiones, las mayores concentraciones de esta especie se ubicaron principalmente en el talud y áreas adyacentes. Asimismo, a excepción de un único lance, la región de la elevación de Río Grande no parece ser tan importante para *D. coriacea* como el área del talud.

Con respecto a las tallas de los individuos de *C. caretta* capturados por el palangre pelágico se observó una gran predominancia de los estadíos inmaduros lo que hace suponer que el área representa una importante zona de alimentación y desarrollo para los individuos de esta especie. Asimismo, las tallas medio de los individuos capturados por el palangre pelágico en el área de estudio fueron muy similares a las registradas por Kotas *et al.* (2004) y Pinedo & Polacheck (2004) (media= 58 cm). Sin embargo, al comparar el tamaño medio de las tortugas analizadas en el presente estudio (media = 57.1 cm, n= 1166) con las tortugas capturadas por la pesca de arrastre de fondo costero que opera en Uruguaya, se observan diferencias (media = 73.5 cm, n= 94) (Miller *et al.* 2006). Aparentemente los individuos de tallas mayores se encuentran distribuidos en aguas de la plataforma y raramente interactúan con el palangre pelágico de superficie, contrariamente a los individuos de tallas menores cuya distribución se extiende hacia aguas oceánicas.

En contraste con *C. caretta*, los individuos de *D. coriacea* fueron considerados como adultos en su gran mayoría, lo que hace suponer que esta región del Atlántico Sur es utilizada como zona de alimentación por individuos provenientes de zonas de reproducción ubicadas en el continente Africano (Atlántico Este) (Billes *et al.* 2006) y

otras áreas. No se observaron diferencias significativas (t = -1.2, df = 43, p= 0.2) entre las tallas de los individuos de *D. coriacea* capturados en el palangre pelágico (media = 151,2, n = 35) y los individuos capturados en la pesca de arrastre de fondo costero (media 144.5, n = 10) (PROMACODA/Karumbé datos no publicados), lo que hace suponer que no existe una distribución diferencial de tallas entre aguas de la plataforma y aguas oceánicas.

Es importante destacar que a pesar de que muchas de las tortugas son devueltas vivas al mar, una gran proporción de éstas (principalmente *C. caretta*) son liberadas con el anzuelo ingerido, lo cual puede causar serios daños e inclusive la muerte a raíz del trauma ocasionado, de las infecciones o de los problemas para alimentarse correctamente. Tomando en cuenta los altos índices de captura registrados en esta región del Atlántico para la especie *C. caretta,* y considerando que la sobrevivencia de éstos animales es desconocida y difícil de cuantificar, es imprescindible incrementar los esfuerzos abocados a minimizar la interacción de esta pesquería con las tortugas marinas. Es así en este sentido que las flotas de ambos países actualmente se encuentran realizando trabajos sobre modificaciones tecnológicas en el arte de pesca y otros equipos, que permitan garantizar los mismos índices de captura de las especies objetivo minimizando al máximo la interacción de este arte de pesca con las tortugas.

Agradecimientos

A los observadores del PNOFA, Observadores de la flota brasilera (SEAP, Univali, UFRPE y Projeto Albatroz), Capitanes, marineros y armadores de los barcos

Referencias

ACHAVAL, F., Y.H. Marin & L.C. Barea. 2000. Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelágico oceánico en el Atlántico Sud- occidental. *In*: Arena, G. & M. Rey (Eds.). Captura de grandes peces pelágicos (pez espada y atunes) en el Atlántico Sud-occidental, y su interacción con otras poblaciones. INAPE – PNUD URU/92/003. Montevideo, Uruguay. pp 83-88.

AGUILAR, R., J. Mas & X. Pastor. 1995 Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle Caretta caretta population in the Western Mediterranean. *In*: Richardson, J. I. & T. H. Richardson (Comps.). Proceedings of the Twelfth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC. 361.pp 1-6.

BILLES, A., J-B Moundemba & S. Gontier. 2000. Campagne Nyamu 1999-2000, rapport de fin de saison. PROTOMAC/ECOFAC. 77 p.

BILLES, A., J. Fretey, B. Verhage, B. Huijbregts, B. Giffoni, L. Prosdocimi, D. Albareda, J. Georges & M. Tiwari. First Evidence of Leatherback Movement from Africa to South America. Marine Turtle Newsletter 111:13-14

BOLTEN, A.B., J.A. Wetherall, G.H. Balazs, and S.G. Pooley. 1996. Status of Marine Turtles in the Pacific Ocean Relevant to Incidental Take in the Hawaii-Based Pelagic Longline Fishery. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-230. 167 p.

BOLTEN, A. B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. *In*: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. & Donnelly, M. (Editors). Research and ManagementTechniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publications Nº 4. pp.110-114.

CAMIÑAS, J.A. 1997. Incidental catches of *Caretta caretta*, L. 1758 in western Mediterranean by the swordfish (*Xiphias gladius* L.) surface longline fishery. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 46(4): 446–455.

CARRANZA, A., A. Domingo & A. Estrades. 2006. Pelagic longlines: A threat to sea turtles in the Equatorial Eastern Atlantic. Biological Conservation 131: 52-57.

DOMINGO A., A. Fallabrino, R. Forselledo & V. Quiricci. 2003. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles in the Uruguayan long-line fishery in Southwest Atlantic. *In*: Seminoff, J.A. (Comp.) 2003. Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC – 503. 308 pp.

DOMINGO, A., A. Fallabrino & M. Laporta. 2004. Incidental capture and space-time distribution of sea turtles in the Uruguayan longline fishery in South West Atlantic. *In*: Abstracts of the 4th World Fisheries Congress, Vancouver, Canada. p 58.

DOMINGO, A., G. Sales, B. Giffoni, P. Miller, M. Laporta & G. Maurutto. 2006. Distribución y composición de tallas de las tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) que interactúan con el palangre pelágico en el atlántico sur. Col. Vol. Sci. Pap. ICCAT 59(3): 992-1002.

FAO. 2004. Report of the Expert Consultation on Interactions between Sea Turtles and Fisheries within an Ecosystem Context. *FAO Fisheries Report*. No. 738. Rome, FAO. 37 pp.

FAO. 2005. Report of the Technical Consultation on Sea Turtles Conservation and Fisheries. *FAO Fisheries Report*. No. 765. Rome, FAO. 31pp.

HALL, M.A., D.L. Alverson & K.I. Metuzals. 2000. By-Catch: Problems and Solutions. Marine Pollution Bulletin Vol. 41 (1-6): 204-219.

HILTERMAN, M.L., & E. Goverse. 2002. Aspects of Nesting and Nest Success of the Leatherback Turtle (*Dermochelys coriacea*) in Suriname, 2001. Guianas Forests and Enviromental Conservation Project (CFECP). Technical Report, World Wildlife Fund Guianas/Biotopic Foundation, Amsterdam, The Netherlands, 34 pp.

IUCN, 2004. IUCN 2004 List of Threatened Species. A global species assessment. Available at http:// www. redlist.org.

KOTAS, J.E., S. Santos, V.G. Azevedo, B.M.G. Gallo & P.C.R. Barata. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback *(Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. *Fishery Bulletin* 102: 393-399.

LAURENT, L., J.A. Camiñas, P. Casale, M. Deflorio, G. De Metrio, A. Kapantagakis, D. Margaritoulis, C.Y. Politou, J. Valeiras. 2001. Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations. Project-EC-DG Fisheries 98-008. Joint project of BIOINSIGHT, IEO, IMBC, STPS and University of Bari. Villeurbanne, France, 267 p.

LEWISON, R.L., S.A. Freeman & L.B. Crowder. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. Ecology Letters 7:221-231.

LUTCAVAGE, M.E., P. Plotkin, B. Witherington & P.L. Lutz. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton,

MARCOVALDI, M.A. & G.G. Marcovaldi. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35-41

MILLER, P., M. Laporta, A. Domingo, C. Lezama & M. Ríos. 2006. Bycatch Assesment of sea turtles by a coastal bottom trawl fishery on the Rio de la Plata Estuary, Uruguay. *In*: Frick, M., A. Panagopoulou, A.F Rees. & K. Williams (Comps.). Book of Abstracts. Twenty-sixth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. International Sea Turtle Society, Athens, Greece. p. 256.

NISEMURA, W. & S. Nakahigashi.1990. Incidental capture of sea turtles by Japanese research and training vessels: results of a questionnaire. Marine Turtle Newsletter. 51: 1–4.

PINEDO, M.C. & T. Polacheck. 2004. Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. Biological Conservation 119: 335-339.

ROBINS, C.M., S.J. Bache & S.R. Kalish. 2002. Bycatch of Sea Turtles in Pelagic Longline Fisheries–Australia. Bureau of Rural Sciences Final Report to the Fisheries Resources Research Fund, Agriculture, Fisheries and Forestry-Australia, Canberra.

SALES, G., B.B. Giffoni, P.C.R. Barata & G. Maurutto. 2004. Interação de tartarugas marinhas com a pesca de espinhel pelágico na costa brasileira – 1999-2003. Resúmenes del la II Reunión Sobre Investigación y Conservación de Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental-ASO. San Clemente del Tuyú, Argentina. p 30.

SOTO, J.M.R., T.Z. Serafini, A.T. Lima, R.S. Riva & J.B. Larré-Neto. 2003. Análise da captura de tartarugas marinhas em espinhel pelágico (longline) no sul do Brasil e ao largo. Resúmenes de la I Reunión sobre la Investigación y Conservación de las Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental. Montevideo, Uruguay.

SPOTILA, J.R., R.R. Reina, A.C. Steyermark, P.T. Plotkin & F.V. Paladino. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. Nature 405: 529-530.

WITZELL, W.N. 1999. Distribution and relative abundance of sea turtles caught incidentally by the U.S. pelagic longline fleet in the Western North Atlantic Ocean, 1992-1995. Fish. Bull 97: 200–211.

YEUNG, C. 2001. Estimates of marine mammal and marine turtles bycatch by the U.S. Atlantic pelagic longline fleet in 1999– 2000. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC 467. p. 43.

Tabla 1. Valores anuales de esfuerzo, captura y CPUE.

Año	n lances	n anzuelos	n *C. caretta*	n *D. coriacea*	CPUE C. *caretta*	CPUE *D. coriacea*
1998	59	57905	99	11	1.71	0.19
1999	63	59180	53	5	0.90	0.08
2000	22	18850	12	4	0.64	0.21
2001	64	67220	165	47	2.45	0.70
2002	168	164180	272	34	1.66	0.21
2003	232	457503	200	24	0.44	0.05
2004	585	1043954	440	49	0.42	0.05
2005	536	775059	452	64	0.58	0.08

Tabla 2. Esfuerzo, captura y CPUE mensual para todo el período.

Mes	n lances	n anzuelos	n *C. caretta*	n *D. coriacea*	CPUE C. *caretta*	CPUE *D. coriacea*
Enero	75	114650	99	5	0.86	0.04
Febrero	67	85983	234	4	2.72	0.05
Marzo	95	177879	127	5	0.71	0.03
Abril	205	327283	295	16	0.90	0.05
Mayo	212	369180	224	63	0.61	0.17
Junio	110	204786	117	28	0.57	0.14
Julio	150	185113	104	24	0.56	0.13
Agosto	172	240409	94	34	0.39	0.14
Setiembre	267	351980	160	34	0.45	0.10
Octubre	160	236735	100	17	0.42	0.07
Noviembre	129	201597	72	7	0.36	0.03
Diciembre	87	148256	67	1	0.45	0.01
Total	**1729**	**2643851**	**1693**	**238**	**0.64**	**0.09**

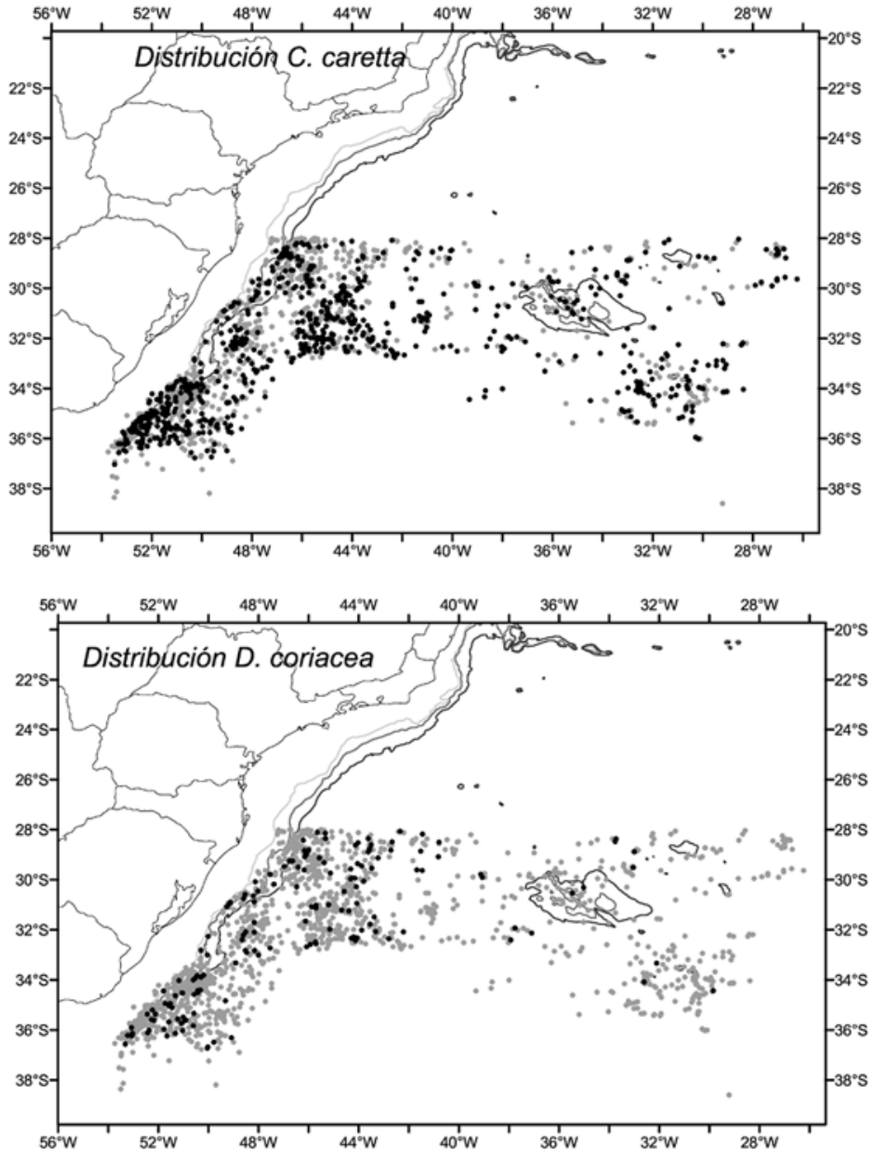


Figura 1. Distribución de los lances de pesca y capturas de *C. caretta* y *D. coriacea*.

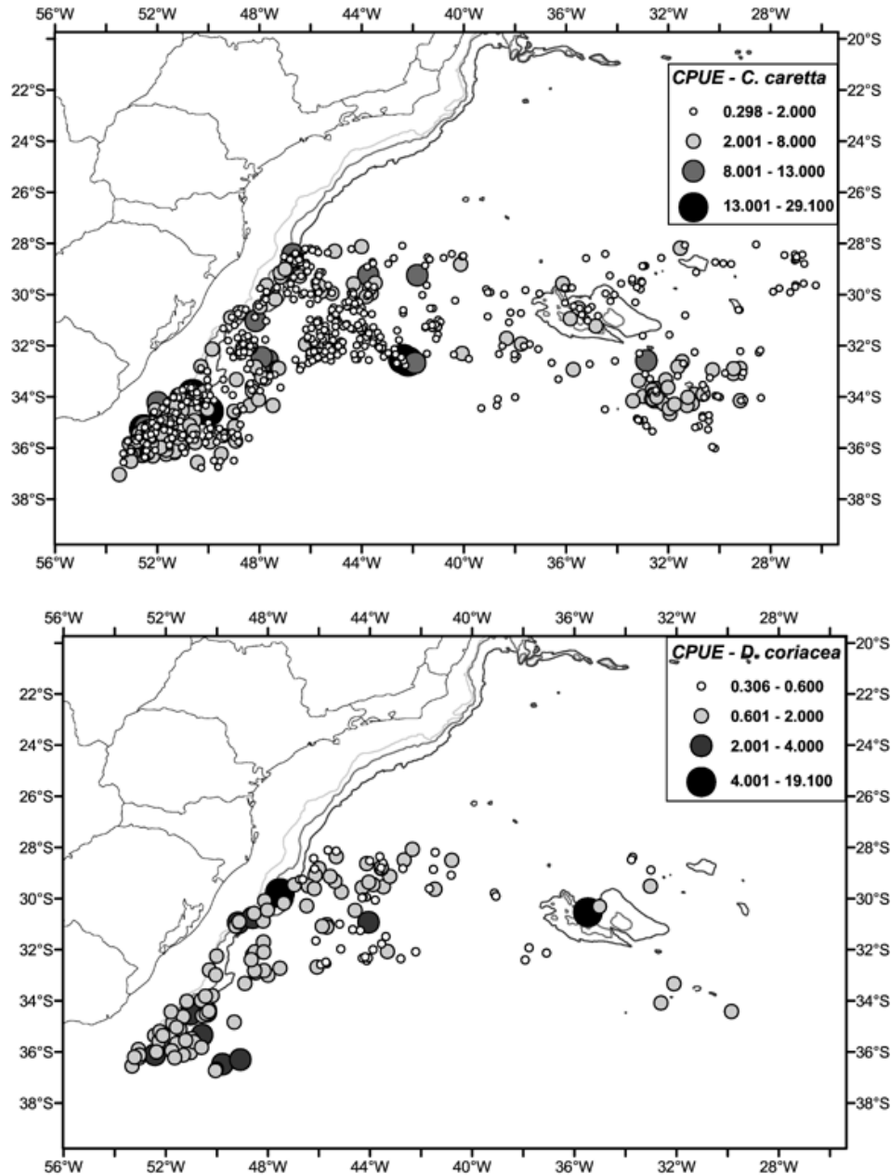


Figura 2. Distribución espacial de los valores de CPUE de *C. caretta* y *D. coriacea*.

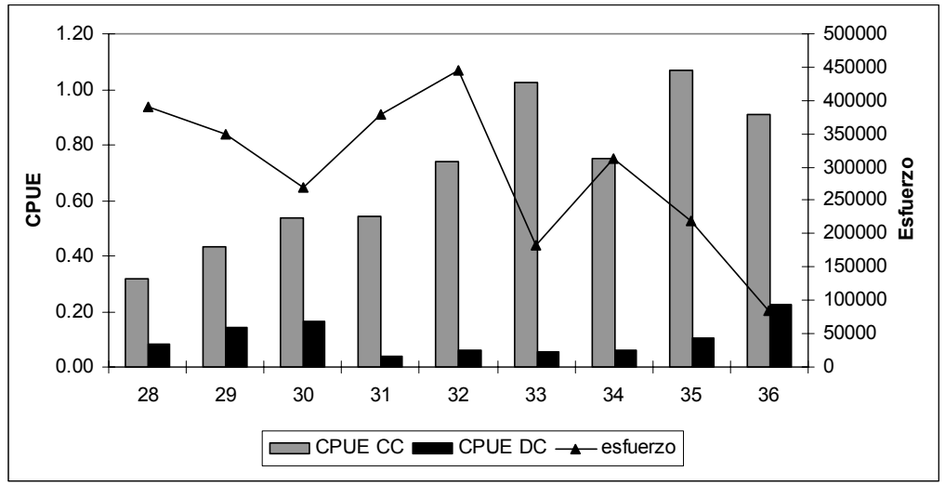


Figura 3. Esfuerzo y CPUE de *C. caretta* y *D. coriacea* de acuerdo al incremento en la latitud.

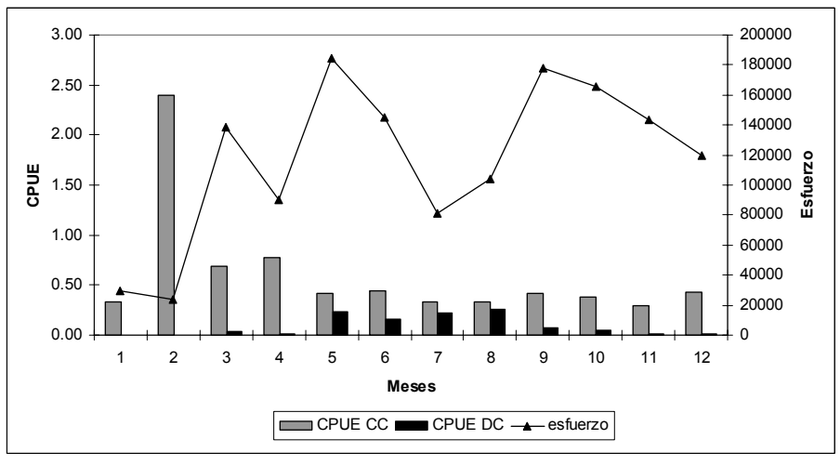


Figura 4. Esfuerzo y CPUE mensual de *C. caretta* y *D. coriacea* entre los 28 y 31˚S.

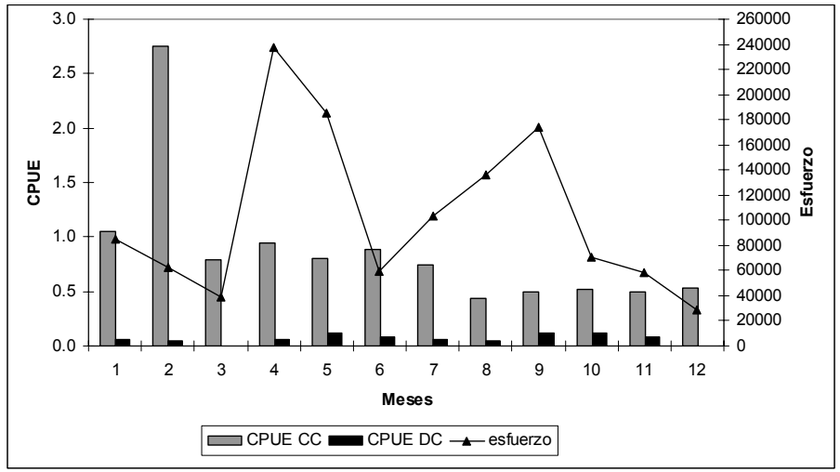


Figura 5. Esfuerzo y CPUE mensual de *C. caretta* y *D. coriacea* entre los 32 y 36˚S.

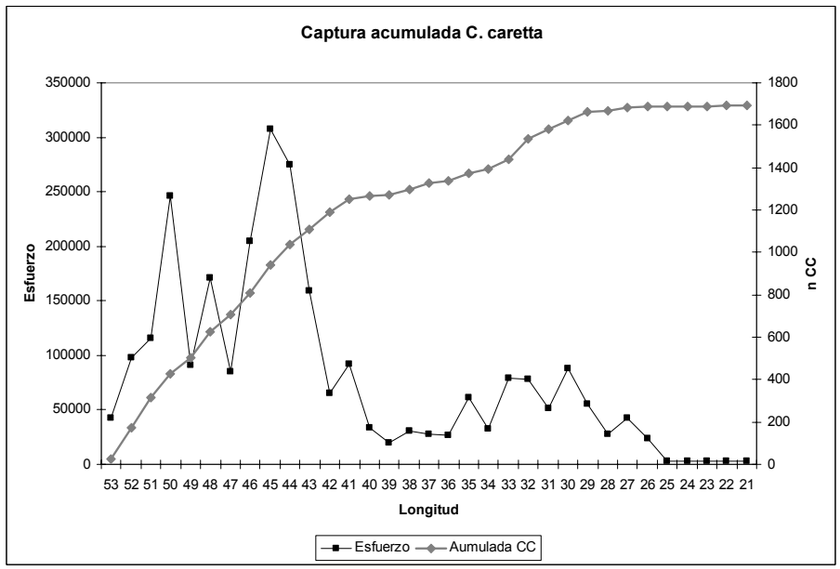


Figura 6. Captura acumulada de *C. caretta* por grado longitud, y esfuerzo en miles de anzuelos.

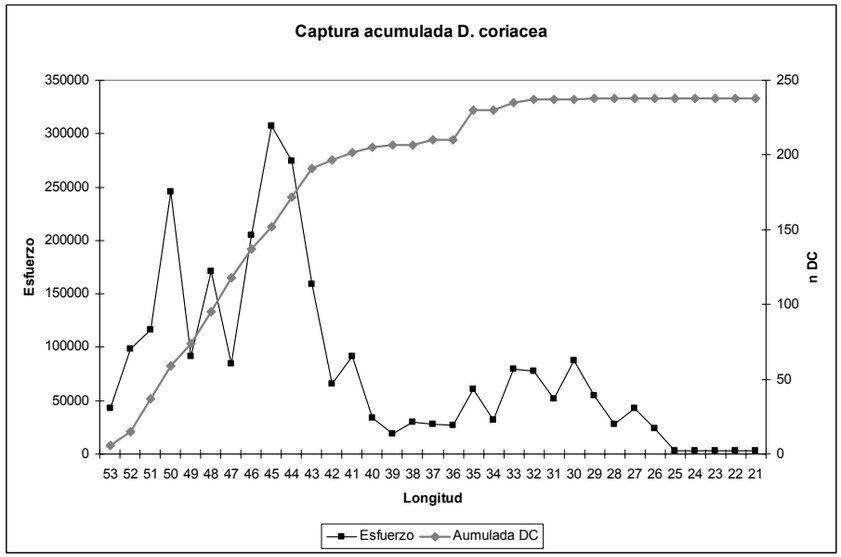


Figura 7. Captura acumulada de *D. coriacea* por grado longitud, y esfuerzo en miles de anzuelos.

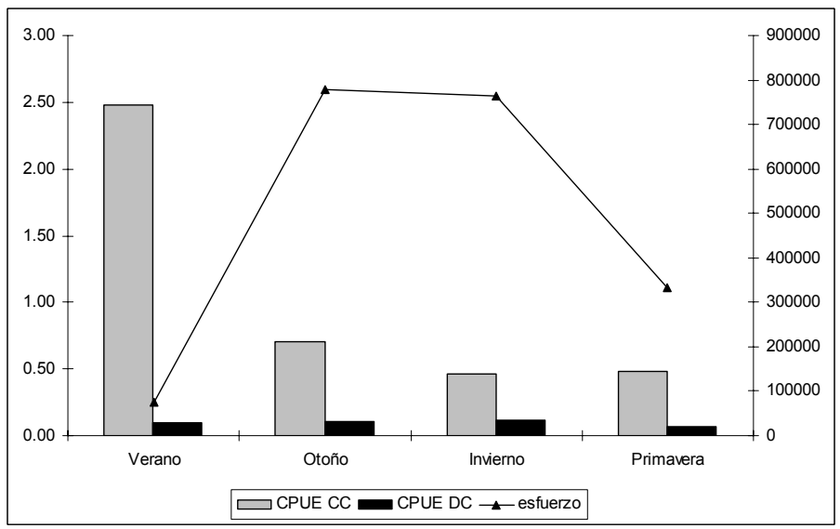


Figura 8. Esfuerzo y CPUE de de *C. caretta* y *D. coriacea* según las estaciones del año para el área ubicada entre los 41 y 53˚W.

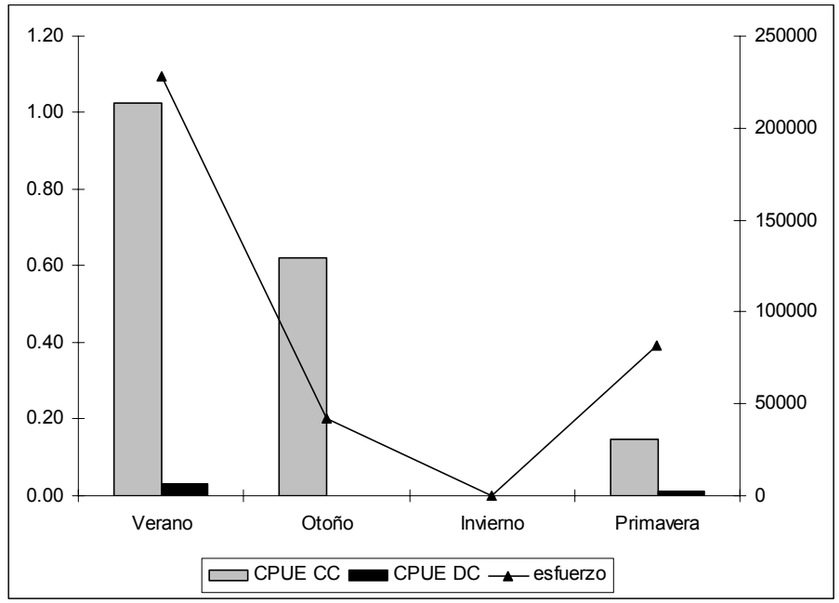


Figura 9. Esfuerzo y CPUE de de *C. caretta* y *D. coriacea* según las estaciones del año entre los 26 y 40˚W.

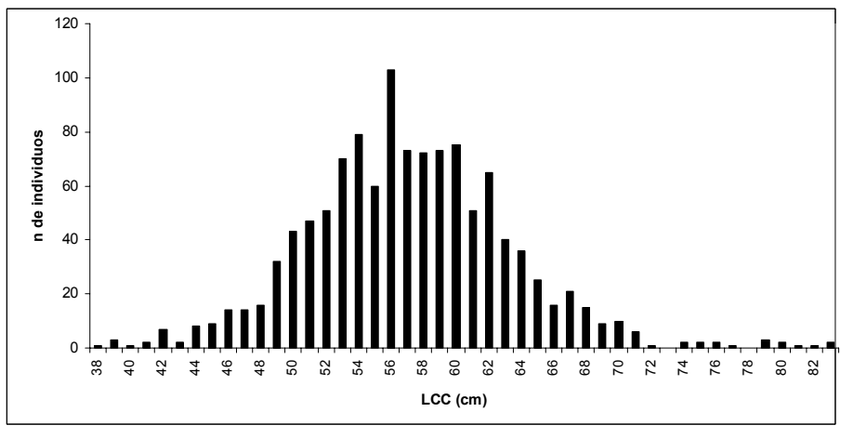


Figura 10. Distribución de frecuencia de tamaños (largo curvo del caparazón; LCC) de *C. caretta* (n=1166) capturadas durante el período de estudio.

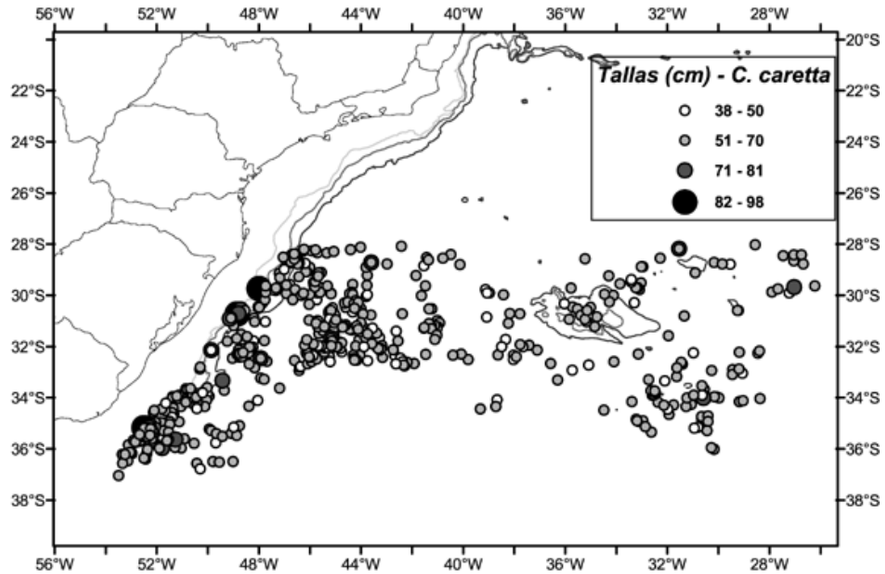


Figura 11. Distribución espacial de las clases de tamaño de *C. caretta* (n= 1166).

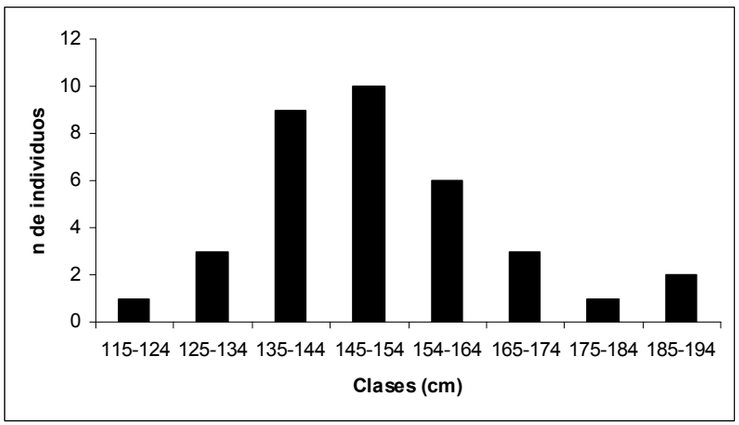


Figura 12. Numero de individuos de *D. coriacea* (n= 35) agrupados según las clases de tamaño.

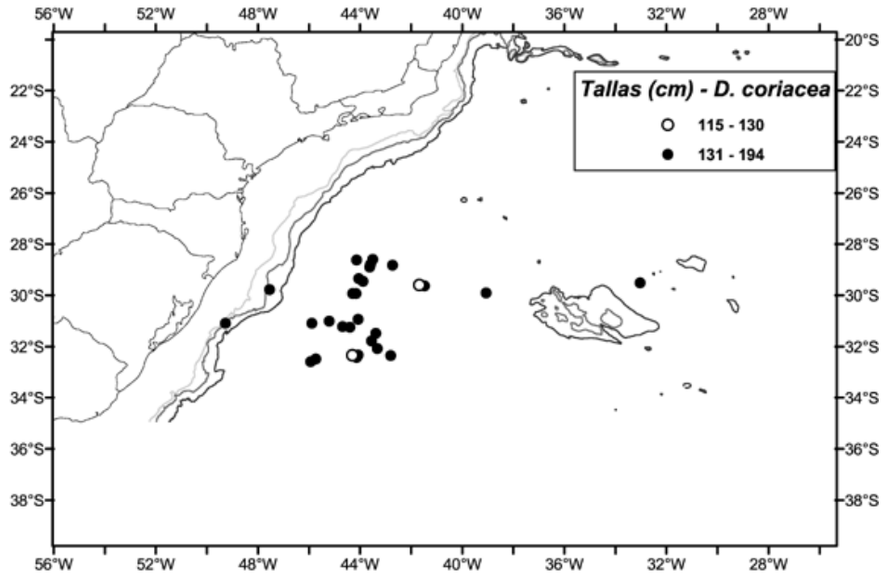


Figura 13. Distribución espacial de las clases de tamaño de *D. coriacea* (n= 35).

Chelonian Conservation and Biology, 2007, 6(2): 223–228
© 2007 Chelonian Research Foundation

Fifteen Years of Hawksbill Sea Turtle (*Eretmochelys imbricata*) Nesting in Northern Brazil

MARIA A. MARCOVALDI[1], GUSTAVE G. LOPEZ[1], LUCIANO S. SOARES[1], ARMANDO J.B. SANTOS[2], CLAUDIO BELLINI[3], AND PAULO C.R. BARATA[4]

[1]*Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador - BA, 41950–970 Brazil [neca@tamar.org.br; mguslopez@tamar.org.br; lsoares@tamar.org.br];*
[2]*Centro de Biociências, UFRN Campus Universitário, Natal - RN, 59078–972 Brazil [armando@tamar.org.br];*
[3]*Projeto TAMAR-ICMBio, Alameda Boldró s/no, Fernando de Noronha - PE, 53990–000 Brazil [claudio@tamar.org.br];*
[4]*Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480–8A, Rio de Janeiro - RJ, 21041–210 Brazil [paulo.barata@ensp.fiocruz.br]*

ABSTRACT. – **We present long-term data for hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) nesting in the 2 main rookeries in Brazil: 1) northern Bahia and Sergipe, where the estimated number of nests laid each year increased from 199 in the 1991–1992 nesting season to 1345 in the 2005–2006 season and 2) Rio Grande do Norte, where the estimated number of nests laid in the 2005–2006 season was around 185–475. Adding these results, we estimate that the number of hawksbill nests laid in the 2 main Brazilian nesting grounds in 2005–2006 was between 1530 and 1820 nests. Data on the percentage of hawksbill clutches kept in situ by season in each rookery are also presented. The apparent increasing trend in hawksbill nesting in northern Brazil is encouraging and seems to reflect a range of conservation measures implemented over the past 25 years.**

KEY WORDS. – **Reptilia; Testudines; Cheloniidae; *Eretmochelys imbricata*; sea turtle; reproduction; nesting; conservation; Brazil**

The hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*; "tartaruga-de-pente" in Portuguese) has a circumglobal distribution in tropical areas of the Atlantic, Indian, and Pacific oceans (Márquez 1990). This species, a natural resource widely exploited since ancient times (Frazier 2003) and with high commercial value (Campbell 2003), is currently classified as Critically Endangered by the World Conservation Union (IUCN; Meylan and Donnelly 1999), and is included in Appendix I of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora (CITES; CITES 2007).

In Brazil, hawksbills nest mainly on the northern coast of the state of Bahia (Marcovaldi et al. 1999) and in the contiguous state of Sergipe (Fig. 1). Another important area has recently been recognized, located in the eastern part of the state of Rio Grande do Norte (Fig. 1). There are other minor nesting areas in the states of Espírito Santo (<10 nests/y; Brazilian Sea Turtle Conservation Program of the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation [Projeto TAMAR-ICMBio], *unpubl. data*), Paraíba (about 50 nests/y; Mascarenhas et al. 2003, 2004), and Ceará (about 15 nests/y; Lima 2002) (Fig. 1). The hawksbill turtle is included on the Brazilian government's official list of endangered species (IBAMA 2003) and all life history stages, including eggs and hatchlings, are fully protected by law in Brazil.

In this article we present data gathered by Projeto TAMAR-ICMBio (Marcovaldi et al. 2005) regarding hawksbill nesting in northern Bahia and Sergipe between 1991–1992 and 2005–2006. We also present an estimate of the annual number of hawksbill nests in the state of Rio Grande do Norte, where TAMAR has maintained an experimental station since 2000. Data on the percentage of hawksbill clutches kept in situ by season in each area are also presented.

METHODS

Study Areas and Periods. — In northern Bahia and Sergipe, Brazil, the study area comprises 339 km of beaches between lat 10°31°S (the mouth of the São Francisco River, at the border between the states of Sergipe and Alagoas) and lat 12°28°S (Salvador, the state of Bahia capital; Fig. 1). TAMAR maintains 7 field stations in this region. A central portion of Sergipe's coast, stretching for 20 km around Aracaju, the state of Sergipe capital, is not monitored—nowadays, a small number of sea turtle nestings occur in that area, possibly as a result of anthropic actions. The coastline of Sergipe is composed of high-energy beaches with an open, rock-free offshore approach. In northern Bahia, much of the coastline consists of sandy beaches with rocks and coral reefs located close to shore. The study area is characterized by white to light-yellow, coarse to fine-grained sand.

Nesting in Bahia and Sergipe occurs mainly during the austral summer, so each nesting season is denoted by a 2-year code, e.g. 1994–1995. Although some sea turtle nests are found in all months of the year, the start of each season has been arbitrarily defined as 1 August. TAMAR started operating in that region in 1982, protecting nests, hatchlings, and nesting females initially at Praia do Forte, Bahia, and Pirambu, Sergipe, and later extending its activities to the whole study area in these states. However, we restricted our analyses to the period from 1991–1992 to

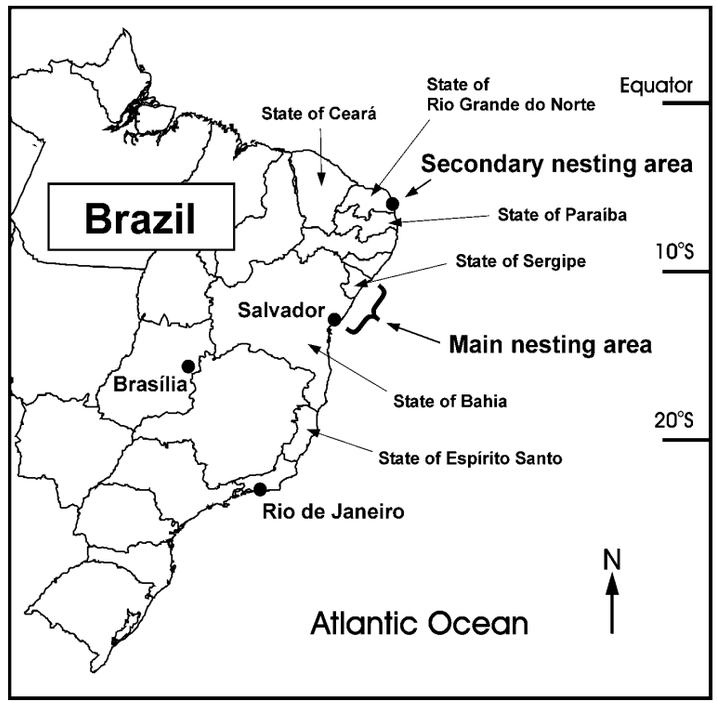


Figure 1. Map of Brazil, indicating the main nesting area for hawksbills, located in northern Bahia and Sergipe, and a secondary nesting area located in the state of Rio Grande do Norte. Other Brazilian states with minor hawksbill nesting areas are also shown.

2005–2006 (15 nesting seasons), because availability of data for the whole study area began in 1991–1992.

In the state of Rio Grande do Norte, the study area includes 32 km of beaches between lat 5°52′S and lat 6°41′S, about 60 km south of Natal, the state capital (Fig. 1). A central part of the study area, about 9 km located around Pipa, has been steadily monitored from 2001–2002 to 2005–2006, whereas monitoring for other parts of the study area started in 2004–2005 and lasted for only 1 or 2 nesting seasons. The coastline of the study area in Rio Grande do Norte alternates between sandy beaches and cliffs up to 40 m high, often with rocks and reefs located close to shore. Beaches are characterized by fine-grained, white-yellowish sand.

Data Collection. — In Bahia and Sergipe, TAMAR's regular fieldwork is carried out from 15 September to 15 March, and in Rio Grande do Norte, from 15 September to 30 July. Field methodology has been described in detail elsewhere (Marcovaldi et al. 1999, 2005; Almeida and Mendes 2007). The entire study area is monitored daily at dawn by experienced fishers hired by TAMAR and working under the supervision of TAMAR's technical personnel. Patrolling fishers look for nests laid the night before and for each encountered track, efforts are made to determine if a nest is present by digging up the sand to reveal presence or absence of eggs. An added benefit to poaching. Daily patrolling of the beaches by TAMAR's technical personnel is also carried out in the early morning to mark nests found by fishers with numbered stakes and to excavate hatched nests. TAMAR's goal has been to leave every nest in situ. However, clutches deemed to be threatened by predators, heavy beach traffic, beach erosion, or egg poaching (currently occurring at very low levels; about 1%–2% of all clutches) are relocated to open-air hatcheries or to other beach sections.

All nests are excavated within 24 hours after the majority of hatchlings have emerged. Clutch size is determined by counting egg shells and unhatched eggs, and the species is determined, if possible, by examining dead hatchlings, embryos, or live hatchlings remaining in the nest. In this article, we also use data on clutches identified as belonging to other species or not identified to species when estimating the total number of hawksbill clutches in each season; more explanation follows below. In Bahia and Sergipe, data obtained from each clutch include species identification, date and location of laying, management strategy, clutch size, hatching success, and incubation period. In the state of Rio Grande do Norte, in the region around Pipa, clutches were identified to species using TAMAR's standardized methodology. In other parts of the study area in that state, nests were counted on the beach by local fishers and volunteers. Because they were

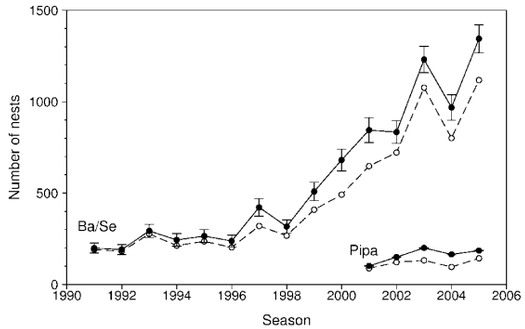


Figure 2. Number of hawksbill nests by season. In the 2 upper curves, white dots = number of hawksbill nests recorded ($n = 7154$) in Bahia and Sergipe (Ba/Se), 1991–1992 to 2005–2006; black dots = number of estimated nests ($n = 8582$) in that region and period. In the 2 lower curves, white dots = number of hawksbill nests recorded ($n = 581$) in the region of Pipa, Rio Grande do Norte, 2001–2002 to 2005–2006; black dots = number of estimated hawksbill nests ($n = 802$) in that region and period. Error bars indicate 95% point-wise confidence intervals (note that the error bars for Pipa are very close to the estimated points). The first year of each season is shown, e.g., 1992 = 1992–1993.

definitively identify species; however, we feel confident in the total number of nests. Furthermore, beach monitoring in Rio Grande do Norte, outside Pipa, was carried out for a minimum of 3 days a week but not on a daily basis.

Data Analyses. — To estimate the total number of hawksbill nests laid in Bahia and Sergipe, data for each season were analyzed separately for each TAMAR station in that region, and the results for all stations were then summed to estimate the total number of nests in the season. For each station and season, the estimate of the total number of hawksbill nests was obtained by adding the number of confirmed hawksbill nests (actually recorded on the beach and identified as laid by hawksbills) to the number of hawksbill nests estimated from recorded nests of unknown species. To estimate the number of hawksbill nests from recorded nests of unknown species, the number of recorded nests of unknown species was multiplied by the ratio of the number of confirmed hawksbill nests to the number of confirmed nests of known species. This has been done on the assumption that the nests for which the species was known represented a random sample of the nests laid in the station area.

For each season and station, an estimate of the variance of the estimate of the number of hawksbill nests was obtained by applying the formula for random sampling in Rice (2007, p. 212). All nests were used in this analysis, regardless of whether they were left in situ, transferred to an open air hatchery, or relocated to a different section of the beach.

Finally, an estimate of the total number of hawksbill nests laid in Bahia and Sergipe in each season was obtained by adding the estimates obtained for each station. number of hawksbill nests in the season was obtained by adding the estimated variances for each station per season on the assumption that the data were obtained independently for each station (Rice 2007, p. 140). This allowed us to calculate a standard 95% normal confidence interval for the estimated number of hawksbill nests in the season. To estimate the total number of hawksbill nests laid in each season in the region of Pipa, state of Rio Grande do Norte, the same method was used as for Bahia and Sergipe, but there was only 1 station to consider. In each nesting area, the percentage of hawksbill nests kept in situ in each season was computed on the basis of the number of confirmed hawksbill nests in the season, not on the basis of the estimated number of hawksbill nests.

Tests for trend on the number of nests per season and on the percentage of nests kept in situ per season were performed by means of nonparametric, nonseasonal Mann-Kendall tests (Hipel and McLeod 1994). Statistical analyses and the estimation procedure were carried out by means of the software R 2.4.1 (R Development Core Team 2006).

RESULTS

Hawksbill nesting in Bahia and Sergipe occurs mostly (97.7% of the nests) from November to March, with the greatest number of nests (79.8%) between December and February. In Rio Grande do Norte, nesting occurs mostly (98.8% of the nests) from November to April, with a peak (about 80%) from January to March.

In Bahia and Sergipe, the estimated number of nests per season changed from 199 in the 1991–1992 nesting season to 1345 in 2005–2006, a nearly 7-fold increase in 15 years (Fig. 2); the overall increasing trend is statistically significant (nonseasonal Mann-Kendal test, tau = 0.829, $p < 0.0001$, $n = 15$). However, Fig. 2 shows an apparent difference in the behavior of the time series before and after 1996–1997; there is not a significant trend between 1991–1992 and 1996–1997 (nonseasonal Mann-Kendal test, tau = 0.2, $p = 0.707$, $n = 6$), whereas there is a significant trend between 1996–1997 and 2005–2006 (nonseasonal Mann-Kendal test, tau = 0.867, $p < 0.001$, $n = 10$).

Most (95.0%) of the nests actually recorded ($n = 7154$) were found in Bahia, and only 5.0% were found in Sergipe. Nesting activity is most common in the south: among 339 km of beaches, 77.6% of the total number of nests were recorded in the southernmost 77 km (the area managed by the TAMAR stations Arembepe and Praia do Forte, both in the state of Bahia).

The percentage of clutches kept in situ in Bahia and Sergipe changed from 16.2% in 1991–1992 to 60.9% in 2005–2006 (Fig. 3); the increasing trend is significant (nonseasonal Mann-Kendal test, tau = 0.619, $p < 0.002$, $n = 15$).

In the region of Pipa in Rio Grande do Norte, 813 nests were recorded between 2001–2002 and 2005–2006. A total of 589 nests were identified to species, among

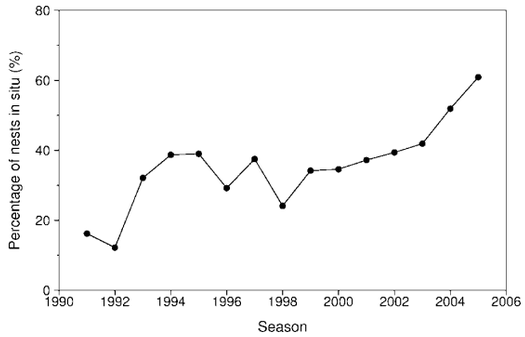


Figure 3. Percentage of hawksbill clutches kept in situ by season, Bahia and Sergipe, 1991–1992 to 2005–2006.

number of nests identified to species. Through the estimation procedure detailed above, we estimate that 802 hawksbill nests were laid in the region between 2001–2002 and 2005–2006. Estimates of the number of nests by season for the region of Pipa are presented in Fig. 2; the estimated number of nests varied between 102 in 2001–2002 and 200 in 2003–2004.

Although 188 nests were recorded in 2005–2006 in the region around Pipa (of which 185 are estimated to belong to hawksbills), an additional 294 nests were recorded in the same season in other areas of the state of Rio Grande do Norte close to the region of Pipa. We do not have the species identification of these, but if we assume that 98.6% of them belong to hawksbills, we would have 290 hawksbill nests in that area in 2005–2006. This value is likely an underestimate, however, because beach monitoring in that area was not carried out on a daily basis. We estimate that the number of hawksbill nests in the whole study area in Rio Grande do Norte in 2005–2006 was between 185 and 475 nests, and the upper bound is possibly an underestimate. In the whole study area, about 84% of the clutches were kept in situ, and 16% were relocated to other areas of the beach.

The experimental station in Rio Grande do Norte has been working only since 2001–2002 and beach monitoring has been uneven among the seasons in that state. The available data do not allow us to assess the temporal trend in the number of nests per season.

Adding the results presented so far, we estimate that the number of hawksbill nests laid in the 2 main Brazilian nesting grounds in 2005–2006 was between 1530 and 1820 nests.

DISCUSSION

In a review by Meylan (1999) of the status of the hawksbill sea turtle in the Caribbean region (including Colombia, Venezuela, Mexico, and the United States), where data gathered up to 1998 from 35 geopolitical units geopolitical unit varied from 1–2 to more than 3000, although no estimates are available for many geopolitical units. Hawksbill populations were reported to be declining or depleted in 22 of 26 geopolitical units for which status and trend information were available (no nesting occurred in 3 additional units). Only 2 geopolitical units had more than 800 estimated nests/y: Cuba and Mexico. In Cuba, nesting was estimated by Moncada et al. (1999) at 1700–3400 nests/y around 1998, with an unclear trend, and was estimated at 2000–2500 nests around 2001 (CITES, 2002). In the Yucatán Peninsula in Mexico there were about 4500 reported nests in 1996, with an increasing trend in 1977–1996 (data from beach surveys in Campeche, Yucatán and Quintana Roo; Garduño-Andrade et al. 1999).

Along the Atlantic coast of South America east of Venezuela, hawksbills also nest in Guyana (low-density nesting, no countrywide estimate available), Suriname (about 30 nests/y) and French Guiana (<5 nests/y) in addition to Brazil (Meylan 1999).

The estimated number of hawksbill nests at the 2 main nesting grounds in Brazil during the 2005–2006 season (1530–1820 nests) places the Brazilian nesting population among the largest in the western Atlantic. Since 1996, there has been a nearly steady increasing trend in the estimated number of nests per season in the area monitored by TAMAR in Bahia and Sergipe, the area with the greatest number of nests. In Rio Grande do Norte, we are not able to assess the temporal trend yet, although the region around Pipa should be taken as an index area in the future, where continued monitoring of the beaches would produce reliable data to assess trends.

No direct estimates of the period of time hawksbills take to mature are available (CITES 2002). Studies on juvenile growth suggest that this may take as much as 15–20 years or more for populations in the Western Atlantic (Boulon 1994; Diez and van Dam 2002) and >25 years elsewhere (Chaloupka and Limpus 1997; M. Chaloupka, *pers. comm.*, 2007). An average period of time to sexual maturity for hawksbills of at least 25 years has been taken as a working estimate by Meylan and Donnelly (1999) for conservation purposes. The increase in the number of nests in Bahia and Sergipe became more pronounced in 1996 and since then it has been occurring at about the same rate (Fig. 2). Since 1997, Brazil's data fall within the range of estimates (according to available knowledge) for the age at maturity of hawksbills in the Atlantic, because TAMAR started operating in the above mentioned areas in 1982. This suggests that the increase in the number of nests observed in Bahia and Sergipe could be, at least in part, the result of TAMAR's conservation actions (protection of nests, hatchlings, and nesting females) in those areas. The sex ratios of hawksbill nests in Bahia are strongly female biased, which could also contribute to a faster increase in the number of nests (Godfrey et al. 1999).

Genetic analyses of mitochondrial DNA from Bahia indicate that hawksbills nesting in Brazil are genetically

representing a separate stock (Bass 1999; Bowen et al. 2007). This distinctiveness and the fact that the conservation of long-lived late-maturing species such as the hawksbill require long-term conservation efforts (Bjorndal 1999) point to the importance of maintaining conservation actions directed at hawksbill populations in Brazil.

Hays (2004) showed that there are currently some examples of success stories in sea turtle conservation in several regions of the world, apparently as a result of the implementation of long-term conservation programs. Such programs were initiated to combat extensive human exploitation of eggs and turtles on nesting beaches and threats such as habitat alteration, pollution of the sea, and incidental capture of sea turtles in fisheries (Lutcavage et al. 1997). As pointed out by Hays (2004), some examples where marked increases in population numbers on nesting beaches have been recorded are the conservation of green turtles (*Chelonia mydas*) in Hawaii (Balazs and Chaloupka 2004), Costa Rica (Bjorndal et al. 1999), and, in the Atlantic, Ascension Island (United Kingdom) (Godley et al. 2001). To that list should be added the conservation of leatherback sea turtles 247 (*Dermochelys coriacea*) in St. Croix, U.S. Virgin Islands in the Caribbean (Dutton et al. 2005). In Brazil, besides the increase in hawksbill nesting in Bahia and Sergipe, significant increases in nesting populations have also been recorded for leatherbacks (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espírito Santo (Thomé et al. 2007), for olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) in the states of Sergipe and Bahia (da Silva et al., 2007), and for loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in the states of Bahia and Espírito Santo (Marcovaldi and Chaloupka 2007). These increases are likely due, at least in part, to the conservation actions by TAMAR over the past 25 years in Brazil. These cases indicate that some depleted sea turtle populations have the potential for relatively rapid (i.e., on the order of 15–30 years) recovery once conservation measures are implemented (Balazs and Chaloupka 2004; Hays 2004).

The conservation of sea turtles is often a matter not just for local efforts but also for international collaboration (Trono and Salm 1999; Crowder 2000; Hays 2004). Genetic studies indicate that hawksbills found in feeding areas in the Caribbean could originate in part from nesting beaches in Bahia (P. Lara-Ruiz, *unpubl.data*). It is also known that the hawksbill feeding aggregation found in the Fernando de Noronha Archipelago and in Rocas Atoll in northern Brazil (Marcovaldi et al. 1998; Sanches and Bellini 1999) is a mixed stock with contributions from Brazilian, Caribbean, and African rookeries (P. Lara-Ruiz, *unpubl.data*). Furthermore, there is some evidence, obtained through conventional flipper tagging, of a connection between hawksbills inhabiting Fernando de Noronha and western Africa (Bellini et al. 2000; Grossman et al. 2007). The connections mentioned above suggest that the fate of the Brazilian hawksbill nesting population could be dependent on conservation efforts not only in Brazil but are needed on the population structure of hawksbills in the Atlantic, which could guide future conservation actions.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Superintendência Estadual do IBAMA - RN (IBAMA's local office in Rio Grande do Norte), Santuário Ecológico de Pipa (Ecological Sanctuary of Pipa), and Alice Grossman, Ricardo Sérgio Carvalho Feitosa, and David Hasset for their collaboration. Our thanks to Julia Horrocks, Matthew Godfrey, and Milani Chaloupka for kindly reviewing the manuscript. Our thanks also to the 2 referees, whose comments helped us to improve this article. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with ICMBio and is comanaged by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras.

LITERATURE CITED

ALMEIDA, A.P. AND MENDES, S.L. 2007. An analysis of the role of local fishermen in the conservation of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Pontal do Ipiranga, Linhares, ES, Brazil. Biological Conservation 134:106–112.

BALAZS, G.H. AND CHALOUPKA, M. 2004. Thirty-year recovery trend in the once depleted Hawaiian green sea turtle stock. Biological Conservation 117:491–498.

BASS, A.L. 1999. Genetic analysis to elucidate the natural history and behavior of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the wider Caribbean: a review and re-analysis. Chelonian Conservation and Biology 3:195–199.

BELLINI, C., SANCHES, T.M., AND FORMIA, A. 2000. Hawksbill turtle tagged in Brazil captured in Gabon, Africa. Marine Turtle Newsletter 87:11–12.

BJORNDAL, K.A. 1999. Conservation of hawksbill sea turtles: perceptions and realities. Chelonian Conservation and Biology 3:174–176.

BJORNDAL, K.A., WETHERALL, J.A., BOLTEN, A.B., AND MORTIMER, J.A. 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. Conservation Biology 13:126–134.

BOULON, R.H. 1994. Growth rates of wild juvenile hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in St. Thomas, United States Virgin Islands. Copeia 1994:811–814.

BOWEN, B.W., GRANT, W.S., HILLIS-STARR, Z., SHAVER, D.J., BJORNDAL, K.A., BOLTEN, A.B., AND BASS, A.L. 2007. Mixed-stock analysis reveals the migrations of juvenile hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Sea. Molecular Ecology 16:49–60.

CAMPBELL, L.M. 2003. Contemporary culture, use, and conservation of sea turtles. In: Lutz, P.L., Musick, J.A., and Wyneken, J. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Volume II. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 307–338.

CHALOUPKA, M. AND LIMPUS, C. 1997. Robust statistical modelling of hawksbill sea turtle growth rates (southern Great Barrier Reef). Marine Ecology Progress Series 146:1–8.

[CITES] CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA. 2002. Hawksbill turtles in the Caribbean region: basic biological characteristics and population status. Second CITES Wider Caribbean Hawksbill Turtle Dialogue Meeting, Grand Cayman, Cayman Islands, 21–23 May 2002. www.cites.org/common/prog/hbt/

[CITES] CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA. 2007. Appendices I, II and III (valid from 3 May 2007). www.cites.org/eng/app/appendices.pdf (2 July 2007).

CROWDER, L. 2000. Leatherback's survival will depend on an international effort. Nature 405:881.

DA SILVA, A.C.C.D., DE CASTILHOS, J.C., LOPEZ, G.G., AND BARATA, P.C.R. 2007. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in Brazil, 1991/1992 to 2002/2003. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 4:1047–1056.

DIEZ, C.E. AND VAN DAM, R.P. 2002. Habitat effect on hawksbill turtle growth rates on feeding grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Marine Ecology Progress Series 234:301–309.

DUTTON, D.L., DUTTON, P.H., CHALOUPKA, M., AND BOULON, R.H. 2005. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. Biological Conservation 126:186–194.

FRAZIER, J. 2003. Prehistoric and ancient historic interactions between humans and marine turtles. In: Lutz, P.L., Musick, J.A., and Wyneken, J. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Volume II. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 1–38.

GARDUÑO-ANDRADE, M., GUZMÁN, V., MIRANDA, E., BRISEÑO-DUEÑAS, R., AND ABREU-GROBOIS, F.A. 1999. Increases in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nestings in the Yucatán Peninsula, Mexico, 1977–1996: data in support of successful conservation? Chelonian Conservation and Biology 3:286–295.

GODLEY, B.J., BRODERICK, A.C., AND HAYS, G.C. 2001. Nesting of green turtles (*Chelonia mydas*) at Ascension Island, South Atlantic. Biological Conservation 97:151–158.

GODFREY, M. H., D'AMATO, A.F., MARCOVALDI, M. A., AND MROSOVSKY, N. 1999. Pivotal temperature and predicted sex ratios for hatchling hawksbill turtles from Brazil. Canadian Journal of Zoology 77:1465–1473.

GROSSMAN, A., BELLINI, C., FALLABRINO, A., FORMIA, A., MBA, J.M., MBA, J.N., AND OBAMA, C. 2007. Second TAMAR-tagged hawksbill recaptured in Corisco Bay, West Africa. Marine Turtle Newsletter 116:26.

HAYS, G.C. 2004. Good news for sea turtles. Trends in Ecology and Evolution 19:349–351.

HIPEL, K.W. AND MCLEOD, A.I. 1994. Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems. Amsterdam and New York: Elsevier, 1013 pp.

[IBAMA] BRAZILIAN INSTITUTE FOR THE ENVIRONMENT AND RENEWABLE NATURAL RESOURCES. 2003. Lista Ncional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Brasília, DF, Brasil: IBAMA. www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm (13 July 2007).

LIMA, E.H.S.M. 2002. Alguns dados sobre desovas de tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) no litoral leste do Ceará. In: Resumos do XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia. Itajaí, Santa Catarina, Brasil: Univali, p. 426.

LUTCAVAGE, M.E., PLOTKIN, P., WITHERINGTON, B., AND LUTZ, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 387–409.

MARCOVALDI, M.A., BAPTISTOTTE, C., DE CASTILHOS, J.C., GALLO, B.M.G., LIMA, E.H.S.M., SANCHES, T.M., AND VIEITAS, C.F. 1998. Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. Marine Turtle Newsletter 80:5–7.

MARCOVALDI, M.A. AND CHALOUPKA, M. 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. Endangered Species Research 3:133–143.

MARCOVALDI, M.A., PATIRI, V., AND THOMÉ, J.C. 2005. Projeto TAMAR-IBAMA: twenty-five years protecting Brazilian sea turtles through a community-based conservation programme. Maritime Studies 3(2)/ 4(1):39–62.

MARCOVALDI, M.A., VIEITAS, C.F., AND GODFREY, M.H. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 3:301–307.

MÁRQUEZ, M.R. 1990. Sea Turtles of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Sea Turtle Species Known to Date. FAO Fisheries Synopsis No. 125, Volume 11. Rome, Italy: FAO, 81 pp.

MASCARENHAS, R., DOS SANTOS, R.G., DOS SANTOS, A.S., AND ZEPPELINI, D. 2004. Nesting of hawksbill turtles in Paraiba-Brazil: avoiding light pollution effects. Marine Turtle Newsletter 104:1–3.

MASCARENHAS, R., ZEPPELINI FILHO, D., AND MOREIRA, V.S. 2003. Observations on sea turtles in the State of Paraiba, Brazil. Marine Turtle Newsletter 101:16–18.

MEYLAN, A.B. 1999. Status of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean region. Chelonian Conservation and Biology 3:177–184.

MEYLAN, A.B. AND DONNELLY, M. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. Chelonian Conservation and Biology 3:200–224.

MONCADA, F., CARRILLO, E., SAENZ, A., AND NODARSE, G. 1999. Reproduction and nesting of the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Cuban archipelago. Chelonian Conservation and Biology 3:257–263.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2006. R: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. www.R-project.org (22 December 2006).

RICE, J.A. 2007. Mathematical Statistics and Data Analysis. Third edition. Belmont, CA: Thomson-Brooks/Cole, 688 pp.

SANCHES, T.M. AND BELLINI, C. 1999. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 3: 308–311.

THOMÉ, J.C.A., BAPTISTOTTE, C., MOREIRA, L.M. DE P., SCALFONI, J.T., ALMEIDA, A.P., RIETH, D.B., AND BARATA, P.C.R. 2007. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the state of Espírito Santo, Brazil, 1988–89 to 2003–04. Chelonian Conservation and Biology 6:15–27.

TRONO, R.B. AND SALM, R.V. 1999. Regional collaboration. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 224–227.

Received: 12 March 2007
Revised and Accepted: 31 August 2007

Chelonian Conservation and Biology, 2007, 6(1): 15–27
© 2007 Chelonian Research Foundation

Nesting Biology and Conservation of the Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil, 1988–1989 to 2003–2004

JOÃO C.A. THOMÉ[1], CECÍLIA BAPTISTOTTE[1], LUCIANA M. DE P. MOREIRA[1], JUAREZ T. SCALFONI[1], ANTONIO P. ALMEIDA[1], DENISE B. RIETH[1], AND PAULO C.R. BARATA[2]

[1]*Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Müller 1111, Vitória - ES, 29042-571 Brazil [joca@tamar.org.br];*
[2]*Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, Rio de Janeiro - RJ, 21041-210 Brazil [paulo.barata@ensp.fiocruz.br]*

ABSTRACT. – **In Brazil, the only area where regular leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting is known to occur is located on the northern coast of the state of Espírito Santo, around latitude 19°S. In this study, we present the field methods used by Projeto TAMAR-IBAMA (the Brazilian Sea Turtle Conservation Program) in the state of Espírito Santo and analyze data on leatherback nesting from 1988–1989 to 2003–2004. In that period, 527 nests were observed in the study area. The annual number of nests varied between 6 (in 1993–1994) and 92 (in 2002–2003). Between 1995–1996 and 2003–2004, the annual number of nests increased at about 20.4% per year on average. Among the 527 clutches observed, 358 (67.9%) were left in situ, 50 (9.5%) were relocated to another spot on the beach, 88 (16.7%) were relocated to open-air beach hatcheries, and 31 clutches (5.9%) did not have their management decision recorded. Curved carapace length of nesting females was in the range of 139–182 cm (mean = 159.8 cm). At present, there is no significant alteration of the nesting habitat in Espírito Santo, egg poaching has been reduced to very low levels, and there is no subsistence hunting for sea turtles of any species. The main challenges to leatherback conservation currently are the incidental capture in artisanal fisheries operating close to nesting beaches and in high seas fisheries operating in the South Atlantic, as well as activities related to the oil industry. An overview of Projeto TAMAR's actions addressing current sea turtle conservation issues in the State of Espírito Santo is presented.**

KEY WORDS. – **Reptilia; Testudines; Dermochelyidae; *Dermochelys coriacea*; sea turtle; reproduction; nesting; conservation; community based; Brazil**

The leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*; in Portuguese: "tartaruga-de-couro", "tartaruga-gigante", "tartaruga-de-casco-mole", or "careba-mole") has recently been classified as critically endangered by the IUCN-World Conservation Union (Sarti Martínez 2000). Declines, sometimes catastrophic, in populations of nesting leatherbacks have been observed in several places around the world, mainly in the Pacific and Indian Oceans (Chan and Liew 1996; Sarti M. et al. 1996; Spotila et al. 1996; Spotila et al. 2000).

In the Atlantic Ocean, major leatherback nesting sites exist in French Guiana and Suriname in South America, Trinidad in the southern Caribbean, and Gabon and Congo in Africa; significant nesting also occurs in several other places in the wider Caribbean region and Africa (Fretey 1980; Fretey 2001; Girondot and Fretey 1996; Spotila et al. 1996; Eckert 2006). In Brazil, the only area where regular leatherback nesting is known to occur is located on the northern coast of the state of Espírito Santo, eastern Brazil, around latitude 19°S. Nesting occurs mainly on Comboios Beach, about 90 km north of Vitória, the state capital, but less dense nesting also occurs to the north of Comboios. Besides regular nesting in the state of Espírito Santo, occasional (very rare) leatherback nesting has been recorded in other places in Brazil (Barata and Fabiano 2002).

The Comboios region was acknowledged in the early 1950s, mainly through the work of the Brazilian naturalist Augusto Ruschi and collaborators, as an important area for conservation purposes, because of diversity of its characteristic fauna and flora, including the occurrence of sea turtle nesting there. This led to the declaration of a state biological reserve in this region in 1953 (Ruschi 1954; Ruschi 1978). Uncontrolled occupation of some of the area occurred, however, and, in 1984, only a part of the area originally protected became a federal conservation area, the Biological Reserve of Comboios (Decree no. 90222, 25 September 1984). This federal reserve includes a stretch of 15 km of Comboios Beach to the south of the mouth of the Doce River (Fig. 1). The 22 km of beach further to the south are within Indian lands, under a special legal status, with restricted access, which gives some protection to that part of the beach (Fig. 1). Although no protected areas have been declared to the north of the Doce River mouth, local, state, and federal regulations concerning the coastal zone apply to that region. Regulations for the establishment of protected areas in that region are under study by the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA, an agency of the Brazilian government), because of the presence of sea turtles there, among other reasons. There are 3 villages in or around the nesting areas; they are relatively small in

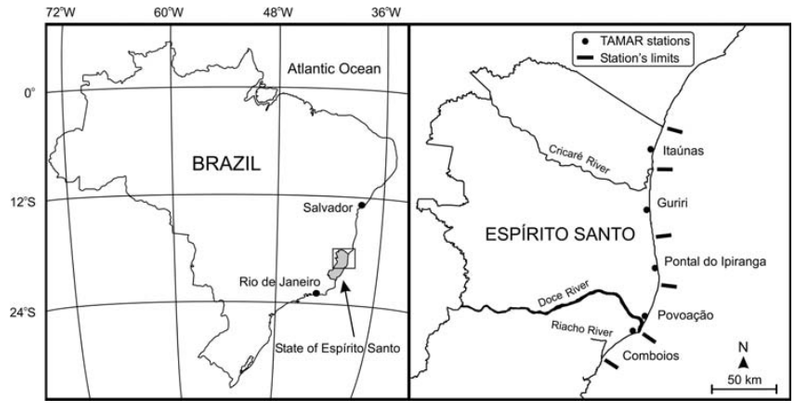


Figure 1. Maps of Brazil (left) and of the northern part of the State of Espírito Santo (right), where the limits of the 5 TAMAR stations located in that area are indicated.

size, each with about 1000 inhabitants, and with a relatively small growth rate. Tourism and, increasingly, activities related to the oil industry (both on land and at sea) present new alternatives for the economic development of the region, while posing many challenges to environmental conservation.

Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian Sea Turtle Conservation Program, has been working on the northern coast of the state of Espírito Santo since 1982, initially at Comboios and later gradually extending its activities northward, up to the border with the state of Bahia. Currently, Projeto TAMAR maintains 5 field stations in that region (Fig. 1), monitoring 240 km of nesting beaches and conducting environmental conservation, and educational activities with the coastal communities (Marcovaldi and dei Marcovaldi 1999).

An early, preliminary report about leatherback conservation by Projeto TAMAR in Comboios was published by Silva and Brito (1984). Santos (1993) analyzed data for leatherback nesting on Comboios Beach between 1982 and 1993, and Morisso and Krause (2001) compared data between in situ and relocated nests in the state of Espírito Santo between 1989–1990 and 1998–1999. In the present study, we present the field methods used by Projeto TAMAR in the state of Espírito Santo and analyze the leatherback nesting data from 1988–1989 to 2003–2004: data on the spatial and temporal distributions of nests, clutch size, management practices each season, hatching success and incubation time for in situ nests, size distribution of the nesting turtles, and some remigration interval data are presented. An estimate of the number of females nesting in the state of Espírito Santo is also provided. Finally, a review of the conservation status of leatherback nesting in Brazil is presented. The analysis of hatching success and incubation period of managed nests

METHODS

Study Area and Duration. — The study area is located on the north coast of the state of Espírito Santo, runs in a south-north direction, and has a total length of 160 km between the Barra do Riacho River (19°40′S) and the mouth of the Cricaré River (18°25′S) (Fig. 1). For management purposes, the area is divided into 4 sections, each monitored by a TAMAR station, from south to north: Comboios (CB), Povoação (PV), Pontal do Ipiranga (PG) and Guriri (GU) (Fig. 1). Most of the beaches in the study area, which is part of the Doce River coastal plains, are high-energy beaches with steep profiles and coarse sand. Beaches in the northernmost part of the area are lower-energy beaches with finer sand. Climate and vegetation in the study area were described by Baptistotte et al. (2003).

Leatherback nesting in Brazil occurs mostly around the austral summer, generally from October to February, so, each season is denoted by a 2-year code, e.g., 1994–1995. However, because nestings have been observed in all months of the year, a definite date is needed to mark the start of each season and has been arbitrarily defined as 1 July. Projeto TAMAR began its activities in Espírito Santo in 1982–1983, initially protecting nests and nesting females only on Comboios Beach. Gradually, the area under protection was expanded, and the study area has only been entirely monitored since 1988–1989. Therefore, only data from the 1988–1989 season to the 2003–2004 season will be analyzed.

Community Relations in the Study Area. — The partnership between local communities and the conservation program forms the core of TAMAR's activities in Brazil. Since the start of its work in the state of Espírito Santo, Projeto TAMAR strove for the involvement of the local communities in the conservation program, by means of environmental education and communication activities

Thomé 1999). Solutions to the conservation problems had to arise out of the combination of two main factors: the understanding of the local reality and the knowledge of sea turtle biology.

In the state of Espírito Santo, sea turtles were a resource for traditional people, who used to kill nesting females and/or poach the eggs (Hartt 1941; Medeiros 1983). TAMAR worked to promote alternative economic activities as a way of generating family income. Fishers who used to hunt turtles, locally called "carebeiros" ("turtlers", from "careba", which means "turtle" in the local Indian language), were hired to work for the protection of nests. This helped to integrate the local people into the conservation program by making them feel responsible for it (Almeida and Mendes 2007). TAMAR has also worked to develop other forms of alternative income sources for local inhabitants. One of the most fruitful experiences has been the production, by local people, of T-shirts and other materials with sea turtle motifs, which are sold in stores at all TAMAR stations in Brazil (Marcovaldi and Thomé 1999).

Environmental education and communication, in a broad sense, have been key points in the development of the conservation program. Local communities, as well as politicians, environmental officers, school children, university students, the scientific community, and the general public have been addressed in multiple ways through visitor centers (including small museums, display tanks with sea turtles, posters about sea turtle natural history), video films, mass media (newspapers, television, Internet, etc.), oral presentations, publications and training programs for university students, among other activities (Marcovaldi and Thomé 1999).

Field Methods. — Projeto TAMAR's field methodology was described in detail by Marcovaldi and Laurent (1996), Marcovaldi and dei Marcovaldi (1999), and Almeida and Mendes (2007). The entire study area is monitored daily at dawn by carebeiros hired by TAMAR and working under the supervision of TAMAR's technical personnel; they look for nests laid the night before, and, furthermore, their presence on the beach inhibits egg poaching. Daily patrolling of the beaches by TAMAR's technical personnel is also carried out in the early morning to mark nests found by carebeiros with wooden numbered stakes and to excavate hatched nests. Clutches threatened by tidal flooding or predation are relocated by the TAMAR technical team, although the goal is to leave every clutch in situ. Whenever necessary, the relocation of clutches to another spot on the same beach is preferred to maintain incubation conditions as close as possible to those at the original location; however, sometimes the risks of predation are deemed to be high and the clutches are then transferred to open-air hatcheries, fully exposed to sun and rain, located in beach portions similar to those used by turtles to nest and surrounded by plastic meshes to prevent animal predation. Night patrolling of the beaches occurs

All nests are excavated within 24 hours after the majority of hatchlings emerged. Clutch size is determined by counting egg shells and unhatched eggs, and the species is determined by examining dead hatchlings, and embryos or live hatchlings remaining in the nest; for nests without hatchlings or embryos, the species was determined by the eggs or the width of turtle tracks on the beach. Nonviable, yolkless eggs, frequently found in leatherbacks nests, are counted separately from normal (yolked) eggs.

The entire area is marked with stakes at each kilometer, and the location of each nest is recorded. The geographic location was not recorded for 17 nests at Campo Grande, a 12-km beach located around km 110. Females encountered when nesting are double tagged on the hind flippers with monel tags (Style 681, National Band and Tag Co., USA), and curved carapace length (CCL) and width are recorded with flexible plastic tapes. CCL is measured from the center of the nucal notch to the posterior tip of the carapace, alongside the central dorsal ridge. Because of the length of the beaches and restricted night patrolling, not all nesting females are intercepted on the beach.

Data Analyses. — In some analyses (temporal and spatial distributions, clutch size), all observed clutches were considered, while in other analyses (hatching success, incubation period), only in situ clutches were considered. Among in situ clutches ($n = 358$), 42 (11.7%) were excluded from the analyses because of partial or total depredation by animals, 10 clutches (2.8%) were excluded because they were harvested by humans, and 55 clutches (15.4%) were excluded because their incubation was not monitored; data for these clutches (number of eggs, number of live hatchlings, etc.) are not available. In each particular analysis, some clutches were excluded because of unrecorded values for some of the variables, so, sample sizes may vary. Clutch size and hatching success are only analyzed for the period 1994–1995 through 2003–2004, because it is unclear if yolkless eggs were recorded separately from normal (yolked) eggs for some clutches in years 1988–1989 through 1993–1994.

Yolked and yolkless eggs are treated separately in the analyses to follow. For each clutch, total clutch size is defined as yolked + yolkless eggs, and hatching success is the percentage of yolked eggs that produced live hatchlings, including live hatchlings encountered in the nest during excavation. Incubation period was calculated as the number of days between oviposition and time of emergence of the first hatchlings. To evaluate the relation between hatching success and nesting date, and between incubation time and nesting date, in each season, 1 July was set as day 1, and the days in the season were counted consecutively from that date. In the state of Espírito Santo, leatherbacks nest during the night or very early in the morning, and, in case the laying occurred in the early morning, the date of laying was recorded as the date of the

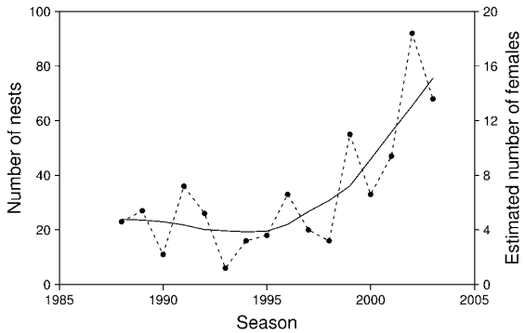


Figure 2. Number of leatherback nests (left scale) and estimated number of nesting females (right scale) per season, state of Espírito Santo, 1988–1989 through 2003–2004 ($n = 527$). The first year of each season is shown on the horizontal axis, e.g., 1995 = 1995–1996. The dots show the actual data; the solid curve, a loess regression, indicates the trend in the number of nests and estimated females.

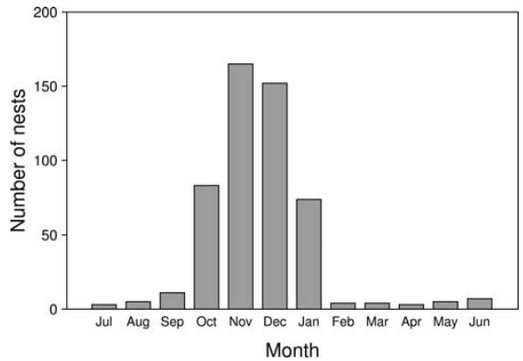


Figure 3. Distribution of nests by month, state of Espírito Santo, 1988–1989 through 2003–2004 ($n = 516$).

laying for any nesting that occurred from the night of 1 July to the early morning of 2 July.

An estimate of the number of females nesting each year was obtained by dividing the observed annual number of clutches by an estimate of the mean annual number of clutches per female (Meylan 1995). For comparison with other populations, we used a value of 5 clutches per female per year (Spotila et al. 1996). Although this figure is not universal among leatherback nesting sites (Spotila et al. 1996), it allows an order-of-magnitude estimate of the annual number of nesting females.

In the analysis of variation in clutch size, hatching success, incubation period, and carapace length among seasons, because sample sizes are small and/or data are non-normal, exact nonparametric Kruskal-Wallis tests (or Monte Carlo approximations, whenever sample sizes were relatively large) were used; in exact tests, p values are computed on the basis of permutations of the data, not through theoretical large sample approximations, so results are valid even for small sample sizes (Mehta and Patel 1998; Conover 1999). When comparing the average incubation period in Brazil with that in other countries, standard t tests were used (Zar 1996).

When analyzing variation of CCL among seasons, the first CCL measurement of a turtle in each season was included in the analysis ($n = 27$); when analyzing the complete CCL distribution (i.e., when pooling data from all seasons), only the first measurement ever of each turtle (i.e., the first measurement among all seasons) was considered ($n = 24$). CCL distribution was compared with a normal distribution through an exact nonparametric Kolmogorov-Smirnov one sample test (Mehta and Patel 1998; Conover 1999).

Nonparametric, locally weighted polynomial regressions were computed following the loess method; locally linear fitting was used throughout, and the smoothing kind of regression, the shape of the regression curve is not established a priori, as it happens, for instance, in a standard linear regression, but is obtained from the data themselves. Points of the regression curve are computed one by one by applying weighted linear regressions to different subsets of the data whose relative sizes, with respect to the whole data set, are controlled by the smoothing parameter alpha; the greater alpha is, the larger the subset to be used in the calculation of each point and the smoother the regression curve will be; the points so calculated are then connected to produce the complete regression curve (Cleveland 1993). The loess computations assume an error structure for the data, which allows one to calculate approximate pointwise 95% confidence intervals for the regression (Cleveland et al. 1993).

Statistical analyses were carried out with the softwares R 2.4.0 (R Development Core Team 2006) and StatXact 4 (Mehta and Patel 1998). In the statistical analyses, alpha = 0.05 (probability of a type I error).

RESULTS

Number of Nests per Season. — Between 1988–1989 and 2003–2004, 527 nests were observed in the study area. The annual number of nests varied between 6 (in 1993–1994) and 92 (in 2002–2003) (Fig. 2). Nesting activity was greatest in November and December, and 91.9% of the clutches were deposited between October and January (Fig. 3). There was clearly an increasing trend since 1995–1996. An exponential function fitted to data from 1995–1996 to 2003–2004 ($R^2 = 0.675$, $n = 9$) indicated that the number of nests increased at about 20.4% per year ($p = 0.012$) in that period. Although fluctuations in the annual numbers of nests can be seen in Fig. 2, no clear pattern was evident concerning the interval between high and low nesting years in the data.

Estimated Number of Nesting Females. — By dividing the number of nests per year with a mean number of 5 nests per female per year, we obtained an estimate for

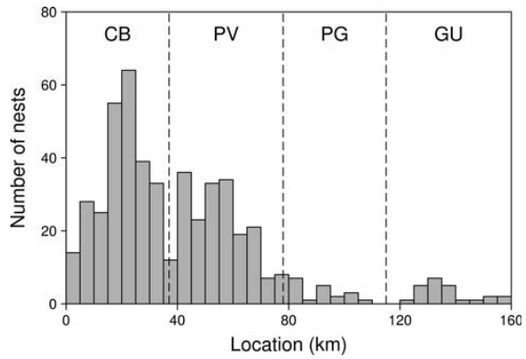


Figure 4. Geographic distribution of leatherback nests in the state of Espírito Santo, 1988–1989 through 2003–2004 ($n = 494$). Km 0 is the southernmost point of the study area. Exact location was not recorded for 17 nests laid on a 12-km stretch of beach located around km 110; these nests were not included in the figure. Dashed vertical lines indicate the boundaries of each station (see Methods for codes).

year. This number is between 1.2 and 18.4, with an increasing trend since 1995–1996, following the trend observed in the number of nests (Fig. 2).

Spatial Distribution. — Nesting was distributed unevenly in the study area (Fig. 4) and was more concentrated in the southernmost end. More than half (53.2%) of all nests were located in the first southern 37 km (under the management of the Comboios station), and 91.1% of all nests were found in the first southern 80 km of the beach (Comboios and Povoação stations).

Number of Yolked and Yolkless Eggs per Clutch. — The distribution of the number of yolked eggs per clutch was not significantly different among the seasons, between 1994–1995 and 2003–2004 (Kruskal-Wallis test, $n = 260$, $p = 0.083$). In that period, the overall average number of yolked eggs per clutch was 87.7 (range = 5–131, SD = 18.9, $n = 260$; Fig. 5a).

Leatherbacks are known to lay a substantial number of smaller, yolkless eggs, together with normal, yolked eggs. The number of yolkless eggs per clutch is generally less than that of yolked eggs, although the ratio of normal to yolkless eggs is variable (Pritchard 1971; Schulz 1975; Frazier and Salas 1984; Pritchard and Trebbau 1984). In the state of Espírito Santo, for years 1994–1995 through 2003–2004, the distribution of the number of yolkless eggs per clutch was not significantly different among the seasons (Kruskal-Wallis test, $n = 260$, $p = 0.294$). The average number of yolkless eggs between 1994–1995 and 2003–2004 was 22.1 eggs (range = 0–61, SD = 13.4, $n = 260$; Fig. 5b). The average percentage of yolkless eggs in relation to the total number of eggs (yolked + yolkless) was 19.6% (range = 0%–76.2%, SD = 11.9%, $n = 260$). Clutch parameters for leatherbacks nesting in the state of Espírito Santo and in other areas in the Atlantic are

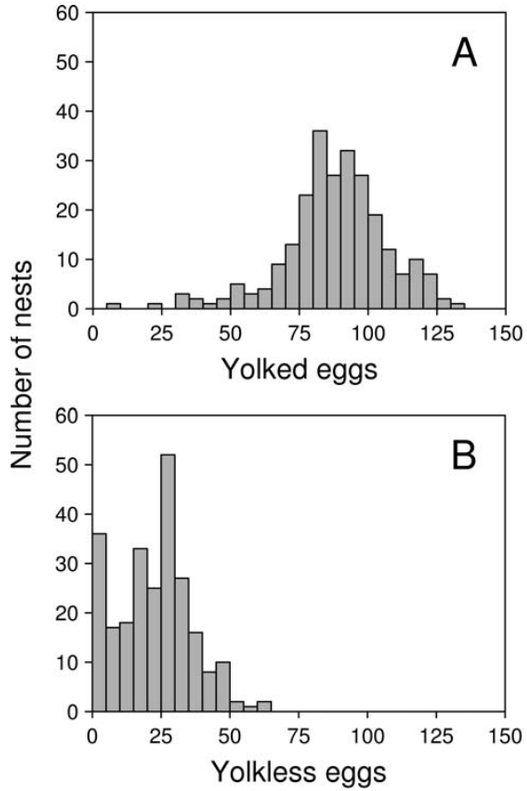


Figure 5. Distribution of the number of yolked (A) and yolkless (B) eggs per clutch for leatherbacks, state of Espírito Santo, 1994–1995 through 2003–2004 ($n = 260$).

Managements Practices. — Among 527 clutches observed between 1988–1999 and 2003–2004, 358 clutches (67.9%) were left in situ, 50 (9.5%) were relocated to another spot on the beach, 88 (16.7%) were relocated to open-air beach hatcheries, and 31 clutches (5.9%) did not have their management decision recorded. From approximately 1995 on, there was an increasing trend in the percentage of clutches left in situ and a corresponding reduction in the percentage of clutches relocated either to the beach or to an open-air hatchery (Fig. 6).

Hatching Success. — Hatching success was analyzed for in situ nests only, for seasons 1994–1995 through 2003–2004. Hatching success was significantly different among seasons (Kruskal-Wallis test, $n = 185$, $p < 0.001$; Table 2). Average hatching success ranged from 53.3% (in 1994–1995, $n = 4$) to 78.0% (in 2003–2004, $n = 30$). The overall average hatching success was 65.1% ($n = 185$, range = 0%–100%, SD = 26.9%) (Table 2).

In Fig. 7, the line representing the average hatching success is within the band defined by the approximate

Table 1. Average number of yolked and yolkless eggs and total clutch size for leatherbacks in Espírito Santo (Brazil) and in other nesting populations in the Atlantic.

Area and period	Sample size (nests)	Average no. of yolked eggs	Average no. of yolkless eggs	Average total clutch size	Average no. of yolkless eggs as a percentage (%) of average total clutch size	Source
Suriname, 1967–1973	$n = 385$	84.1	24.4	108.5	22.5	Schulz 1975
St. Croix, US Virgin Islands, 1981–1995	$n = 82$–355 nests per year	79.7	36.4	116.1	31.4	Boulon et al. 1996
Playa Gandoca, Costa Rica, 1990–1997	$n = 2045$	79.3	35	114	30.7	Chacón-Chaverri 1999
Tortuguero, Costa Rica, 1990–1991 and 1995	$n = 269$	81.6	38.0	119.6	31.8	Data pooled from Leslie et al. 1996 and Campbell et al. 1996
Puerto Rico, USA, 1984–1985	$n = 212$	70.0	35.9	105.9	33.9	Hall 1990
French Guiana, circa 1980	$n = 26$	84.3	30.2	114.5	26.4	Fretey 1980
Espírito Santo, Brazil, 1994–1995 to 2003–2004	$n = 261$	87.7	22.1	109.8	20.1	This study

hatching success does not vary as the season progresses. Hatching success decreased markedly to the south, in the first 25 km of the study area (Fig. 8). However, there was a relatively small number of nests in that region.

Incubation Period. — The incubation period was analyzed for in situ nests only, for seasons 1988–1989 to 2003–04. Incubation period was significantly different among seasons (Kruskal-Wallis test, $n = 179$, $p < 0.001$; Table 2). Average incubation period ranged from 61.5 days (in 1994–1995, $n = 4$) to 78.0 days (in 1988–1989, $n = 1$). The overall average incubation period between 1988–1989 and 2003–2004 was 67.8 days ($n = 179$, range = 56–90 days, SD = 7.1 days).

The incubation period varied along the season, decreasing until the beginning of December and then remaining approximately constant (Fig. 9). In the first 100 km of beach, the average incubation period is always well within the approximate pointwise 95% confidence intervals, so the incubation period does not depend on the position of the nest along the beach (Fig. 10).

Carapace Length. — No statistically significant difference was found in CCL among seasons between 1988–1999 and 2003–2004 (Kruskal-Wallis test, $p = 0.810$, $n = 27$; n varied between 1 and 5 among seasons; there were no observations in 1988–1989, 1993–1994, 1996–1997, and 2001–2002). CCL of nesting females was in the range of 139–182 cm (mean = 159.8 cm, SD = 10.5 cm, $n = 24$, Fig. 11). The CCL distribution was not significantly different from a normal distribution (Kolmogorov-Smirnov one sample test, $p = 0.886$, $n = 24$, Fig. 11).

Turtle Tagging and Remigration Intervals. — Twenty-five females were tagged between 1988–1989 and 2003–2004, of which, 20 females were found only once on the beach in those years, and 5 females were found more than once. Among the latter, 3 were only found again in

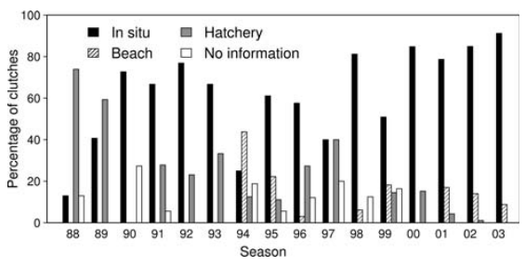


Figure 6. Percentage of leatherback clutches according to management method by season, state of Espírito Santo, 1988–1989 through 2003–2004 ($n = 527$). The first year of each season

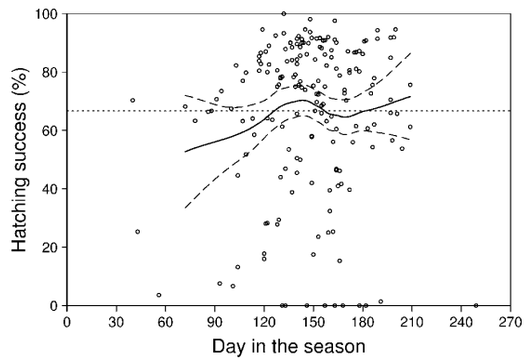


Figure 7. Hatching success by date of laying the clutch (in each season, July 1 = day 1) for in situ leatherback nests, state of Espírito Santo, 1994–1995 through 2003–2004 ($n = 179$). Center curve (solid line) is a loess regression ($n = 175$), outer curves (dashed lines) show approximate pointwise 95% confidence intervals. The 3 leftmost data points and the rightmost one were excluded from the loess computations, because there is an insufficient number of points to reliably estimate the regression curve in the extreme regions of the graph. The dotted horizontal line shows the average hatching success for data points included

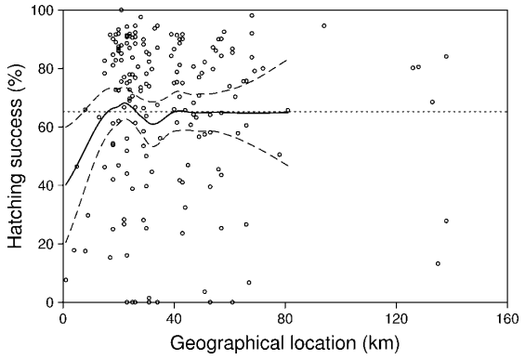


Figure 8. Hatching success by geographical location of the nest for in situ leatherback nests, state of Espírito Santo, 1994–1995 through 2003–2004 ($n = 182$). Center curve (solid line) is a loess regression ($n = 175$), outer curves (dashed lines) show approximate pointwise 95% confidence intervals. The 7 rightmost data points were excluded from the loess computations, because there is an insufficient number of points to reliably estimate the regression curve in the rightmost region of the graph. The dotted horizontal line shows the average hatching success for the data points included in the loess regression: 65.2% ($n = 175$).

the same season as when they were first tagged. The other 2 turtles were found in different seasons: one turtle had a remigration interval of 3 years and the other turtle was seen in 3 different seasons, with remigration intervals of 2 years. No leatherbacks nesting in Espírito Santo have ever been found bearing flipper tags applied elsewhere, and no leatherbacks tagged in Espírito Santo have ever been found nesting elsewhere.

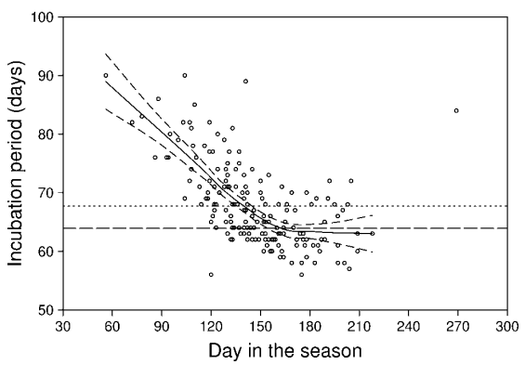


Figure 9. Incubation period by date of laying the clutch (in each season, July 1 = day 1) for in situ leatherback nests, state of Espírito Santo, 1988–1989 through 2003–2004 ($n = 179$). Center curve (solid line) is a loess regression ($n = 178$), outer curves (dashed lines) show approximate pointwise 95% confidence intervals. The rightmost data point was excluded from the loess computations, because there is an insufficient number of points to reliably estimate the regression curve in the rightmost region of the graph. The dotted horizontal line indicates the average incubation period for data points included in the loess regression: 67.7 days ($n = 178$). The dashed horizontal line indicates the estimated pivotal incubation period for leatherback turtles in

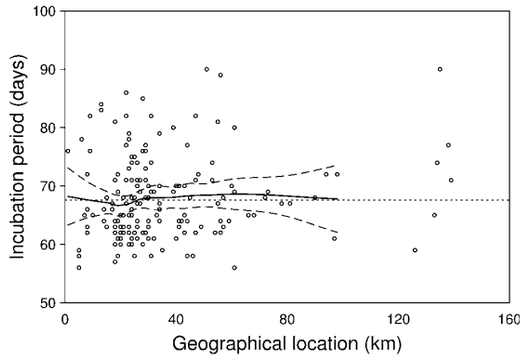


Figure 10. Incubation period by geographical location of the nest for in situ leatherback nests, state of Espírito Santo, 1988–1989 through 2003–2004 ($n = 176$). Center curve (solid line) is a loess regression ($n = 170$), outer curves (dashed lines) show approximate pointwise 95% confidence intervals. The 6 rightmost data points were excluded from the loess computations, because there is an insufficient number of points to reliably estimate the regression curve in the rightmost region of the graph. The dotted horizontal line indicates the average incubation period for data points included in the loess regression: 67.6 days ($n = 170$).

DISCUSSION

The increasing trend in the number of nests observed since 1995–1996 is noteworthy. Although, in this article, only data from 1988–1989 on are analyzed, Projeto TAMAR has been protecting sea turtle nesting on Comboios Beach (the first 37 km of the study area, the region with the highest numbers of leatherback nests) since 1982–1983. Zug and Parham (1996), by means of growth models based on skeletochronogical analysis, proposed an average age for maturity for leatherbacks of 13–14 years and a minimum of 9 years. The time interval between 1982–1983 and 1995–1996, 13 years, is compatible with the age for maturity estimates proposed by Zug and Parham (1996). The input of hatchlings provided since 1982–1983 by the conservation activities in Espírito Santo

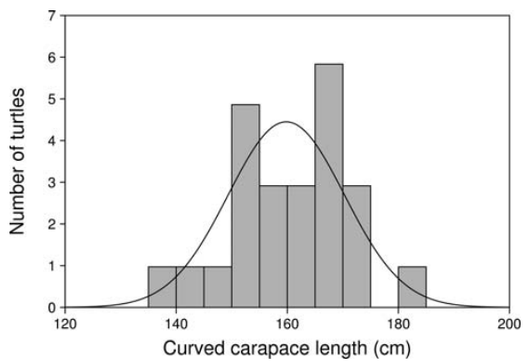


Figure 11. Curved carapace length distribution for leatherbacks, state of Espírito Santo, 1988–1999 through 2003–2004 ($n = 24$). A normal curve with the same average (= 159.8 cm) and standard

could be, at least partially, an explanation for the increase in nestings observed since 1995–1996. A marked increase in the number of leatherback nests, which has been attributed to conservation efforts leading to an increase in hatchling production (beach patrolling to avoid egg poaching and relocation of clutches laid in erosion zones or below the water mark), has also been observed at St. Croix, US Virgin Islands (Dutton et al. 2003).

A possible shift of nesting sites from other nesting areas to Brazil could be another component of an explanation for the observed increase in the number of nestings in Espírito Santo since 1995–1996. Genetic analyses through the use of mitochondrial deoxyribonucleic acid suggest that leatherbacks have a somewhat reduced sense of natal homing, when compared with other sea turtle species (Dutton et al. 1999). Tagging data gathered on relatively small-scale regions show that leatherbacks can nest on different beaches within a nesting season (Eckert et al. 1989; Boulon et al. 1996). Fretey and Lescure (1998) discussed the possibility that leatherbacks might present fidelity to a nesting region, but they could also nest in other areas, possibly quite distant, from year to year. In French Guiana, the nearest known leatherback nesting site in the western Atlantic, the main nesting season occurs between April and July, but there is a second nesting season, peaking around December, with a number of nesters much smaller than numbers in the main season (Chevalier et al. 2000). Tagging data indicate that leatherbacks nesting in the small season seem to form a population distinct from that nesting in the main season (Chevalier et al. 2000). Because the small nesting season in French Guiana occurs at about the same time as the nesting season in Brazil, Chevalier et al. (2000) raised the possibility that leatherbacks nesting in the smaller season in French Guiana are related to those nesting in Brazil. However, preliminary results of an ongoing genetic study suggest that the Brazilian population is distinct in relation to other populations in the Atlantic (P. Dutton, unpubl. data). As stated before, no leatherbacks tagged in Espírito Santo have ever been found nesting elsewhere, and no leatherbacks nesting in Espírito Santo have ever been found bearing flipper tags applied elsewhere, although, in French Guiana, passive integrated transponder tags have been used (Girondot and Fretey 1996; Chevalier et al. 2000), which cannot at the moment be detected in Brazil.

Fluctuations in the annual number of nests among seasons do not follow any clear pattern. Fluctuations in the number of nests and/or turtles, also without clear interannual patterns, have been observed in other leatherback populations (Boulon et al. 1996; Girondot and Fretey 1996; Hughes 1996; Reina et al. 2002).

The distribution of leatherback nests by month in the state of Espírito Santo is quite similar to that of loggerheads (Baptistotte et al. 2003). However, loggerheads nest in much greater numbers in the area: between 1988–1989 and 2003–2004, the number of loggerhead

Leatherbacks seem to somehow avoid the area adjacent to km 37 near the mouth of the Doce River (Fig. 1), which, through its relatively large discharge and deposition of sediments, has influence on salinity, sea currents, and beach dynamics nearby, and could, therefore, in part, explain that observation. However, loggerhead sea turtles also nest in the study area, with a geographical distribution similar to that of leatherbacks, but loggerhead nesting peaks exactly around km 37, that is, around the mouth of the Doce River (Baptistotte et al. 2003). Although leatherbacks are sometimes believed to prefer to nest on beaches with an open, deep water approach (Pritchard and Trebbau 1984; Mortimer 1995), as it happens in the southern part of the study area, in French Guiana, they nest on beaches located in river estuaries (Girondot and Fretey 1996; Fretey and Lescure 1998). Nest-site selection by leatherbacks and other sea turtle species is a poorly understood subject (Mrosovsky 1983; Mortimer 1990; Mortimer 1995). Local oceanographic features (e.g., bathymetry, ocean currents) and the distribution of villages, ports, and industrial installations along the coast could also possibly explain the observed geographical nest distribution patterns in Espírito Santo.

Although the average total clutch size for leatherbacks in Brazil is in the low end of the range of averages observed among the populations in the Atlantic, the average number of yolked eggs per clutch in Brazil seems to be higher than that of other populations, and the percentage of yolkless eggs in Brazil seems to be smaller than that in those populations (Table 1). This suggests that leatherbacks nesting in Brazil allocate a higher proportion of their egg production to viable, hatchling-producing eggs than leatherbacks nesting elsewhere in the Atlantic. However, one should bear in mind the possibility of faulty data recording with regard to yolkless eggs, as the bimodal distribution in Fig. 5b, where the first bar in the graph is due to clutches with no yolkless eggs (8.8% of the clutches, $n = 261$), seems to suggest. Furthermore, estimates of annual fecundity in Brazil are not possible, because there are no reliable data on the annual clutch frequency.

Hatching success in Espírito Santo is equal to or higher than that observed for other populations in the Atlantic. At St. Croix, US Virgin Islands, hatching success for in situ nests in 1982–1985 averaged 64.1% ($n = 178$) (Eckert and Eckert 1990), about the same as in Brazil. In Tortuguero, Costa Rica, in 1990–1991, the average in situ hatching success was 56.9% ($n = 104$) (Leslie et al. 1996), but, in Playa Gandoca and also in Costa Rica, the average in situ hatching success in 1990–1997 was 39% ($n = 418$) (Chacón-Chaverri 1999). In Suriname, the average in situ hatching success in 1970, 1971, and 1973 was 45.9% ($n = 98$) (Schulz 1975). There are differences in the methods of computing hatching success used in different places; whenever possible, comparisons between countries

gies. In Brazil, hatching success was computed in the same way as at St. Croix (Eckert and Eckert 1990).

Several factors could possibly be related to the lowering of hatching success in the southernmost part of the study region (Fig. 8). Sand gets coarser as one goes south. It has been observed by the TAMAR technical team that turtles sometimes have difficulty digging nests in the southernmost part of the beach, because the excavated sand often falls back into the nest hole. At Ascension Island and Aldabra Atoll, a correlation between sand coarseness (mean particle diameter and sorting coefficient) and the median number of trial nest holes dug per nesting emergence by green turtles was observed (Mortimer 1990). Sand coarseness could be related to the rate of gas exchange within the nests, hydric conditions of the sand, the possibility of sand cave-ins (collapsing of the air chamber as hatchlings emerge from the nest), and other features of the nesting environment that influence hatching success (Mortimer 1990). At Ascension Island, a negative correlation was found between sand coarseness (mean particle diameter) and green turtle hatching success in 10 biogenic beaches (Mortimer 1990). Furthermore, in the first 10 km of the study area, the width of the beach is often small, which causes the turtles to nest close to the vegetation in the highest part of the beach. Nests laid there are often subjected to invasion by plant roots, which may be an additional factor in lowering hatching success. Plant roots were implicated in the loss of a leatherback clutch in Tortuguero, Costa Rica, where nesting in the high part of the beach, among the vegetation, is not uncommon (Leslie et al. 1996).

The incubation period seems to be significantly different from that of other leatherback populations in the Atlantic. At St. Croix, US Virgin Islands, the average incubation period for in situ nests in 1982–1985 was 64.0 days ($n = 160$, SD = 3.2 days) (Eckert and Eckert 1990); this average incubation period is significantly different from that in Brazil (Welch's t-test, $t = 6.46$, $df = 253$, $p < 0.001$). In Suriname, the average incubation period in 1964–1971 was 64.1 days ($n = 56$, SD = 2.7 days) (Schulz 1975); this average incubation period is also significantly different from that in Brazil (t-test [Welch's method], $t = 5.77$, $df = 225$, $p < 0.001$).

The pivotal incubation period for leatherbacks in Espírito Santo has not been estimated. In Suriname, it has been estimated to be 63.9 days (Godfrey et al. 1996). Pivotal temperatures seem not to vary greatly among different sea turtle species and populations (estimated values are generally in the range of 29° ± 1°C; Mrosovsky 1994; Davenport 1997), and there seems to be a strong correlation between temperature and incubation period, at least for loggerhead and hawksbill turtles in Brazil (Godfrey et al. 1999). This suggests that the pivotal incubation period for leatherbacks in Suriname could be taken as an approximation to the one for the Brazilian leatherback population. Incubation periods both lower and present study, which suggests that both male and female hatchlings are produced in Brazil, with more males being produced early in the season, when there are longer incubation periods (Fig. 9). However, this is a very tentative analysis of the incubation data with regard to the sex determination of hatchlings, and more research on this is clearly needed in Brazil.

Whatever the reasons that might explain a lower hatching success in the southern part of the study region, they seem not to have any significant influence on the incubation period, which is on average essentially constant along the first 100 km of the beach.

Leatherbacks nesting in Brazil seem to have an average CCL a little larger than those nesting in other areas in the Atlantic, but the differences are relatively small (Table 3). The measurement of leatherbacks is fraught with difficulties (Zug and Parham 1996; Bolten 1999; Godfrey 2002); slight differences in measurement methods could play a role in explaining small differences in data sets shown in Table 3. So, we believe that a detailed comparison of the measurement methods used in each nesting area should be considered, before any detailed analysis of the data presented in Table 3 could be attempted.

With regard to remigration patterns, Brazil's scant data are in accord with data obtained in other areas in the Atlantic, which indicate that the remigration interval for leatherbacks seems to be mostly from 2 to 3 years (Boulon et al. 1996; Girondot and Fretey 1996; McDonald and Dutton 1996).

Conclusions

There are oral and written accounts indicating that, in the state of Espírito Santo, sea turtles nested in large numbers in the past (Hartt 1941; Medeiros 1983), although no quantitative data are available, in particular, about leatherbacks. Although currently the contribution of Espírito Santo to leatherback demography is relatively small, protection of smaller sea turtle rookeries could be important for conservation purposes, because of the role they could play in the sex-ratio balance of larger populations (Baptistotte et al. 1999) or in maintaining genetic diversity (Dutton et al. 1999). Moreover, in a world where there are indications that the total number of leatherbacks could be declining (Spotila et al. 1996; Spotila et al. 2000), we believe that the protection of each nesting colony has an important role in the conservation of this species.

Worldwide, egg poaching, destruction or alteration of the nesting habitat, subsistence hunting, marine pollution, and the incidental capture in fisheries are some of the major threats to leatherback sea turtles (Frazier 1995; Frazier 2000; Chan and Liew 1996; Spotila et al. 1996; Suarez and Starbird 1996; Eckert and Sarti 1997; Lutcavage et al. 1997). In the state of Espírito Santo,

Table 2. Hatching success (1994–1995 to 2003–2004) and incubation period (1988–1989 to 2003–2004) for in situ leatherback clutches, Espírito Santo, Brazil. Values are mean ± standard deviation, range and sample size.

Season	Hatching success (%)	Incubation period (days) [a]
1988–1989		78.0 ± NA (78–78) (n = 1)
1989–1990		72.0 ± 9.7 (58–85) (n = 7)
1990–1991		64.0 ± NA (64–64) (n = 1)
1991–1992		67.3 ± 4.6 (56–76) (n = 20)
1992–1993		74.4 ± 7.8 (61–89) (n = 14)
1993–1994		77.5 ± 9.2 (71–84) (n = 2)
1994–1995	53.3 ± 9.1 (46.4–65.9) (n = 4)	61.5 ± 4.8 (57–68) (n = 4)
1995–1996	66.5 ± 24.1 (7.6–90.1) (n = 11)	67.5 ± 4.6 (61–76) (n = 11)
1996–1997	62.7 ± 32.7 (0–94.6) (n = 11)	70.0 ± 5.9 (62–79) (n = 9)
1997–1998	77.4 ± 32.9 (3.6–97.6) (n = 7)	67.0 ± 10.6 (60–90) (n = 7)
1998–1999	65.2 ± 24.9 (0–85.6) (n = 10)	71.8 ± 10.5 (58–86) (n = 8)
1999–2000	63.1 ± 25.1 (13.2–98.1) (n = 25)	68.9 ± 8.2 (58–90) (n = 19)
2000–2001	67.8 ± 23.5 (6.7–92.0) (n = 21)	64.6 ± 7.3 (56–82) (n = 9)
2001–2002	55.4 ± 23.3 (0–82.3) (n = 14)	69.2 ± 6.8 (61–82) (n = 9)
2002–2003	59.6 ± 29.8 (0–93.3) (n = 52)	63.9 ± 4.3 (58–76) (n = 41)
2003–2004	78.0 ± 23.8 (0–100) (n = 30)	67.9 ± 3.4 (63–75) (n = 17)
All seasons	65.1 ± 26.9 (0–100) (n = 185)	67.8 ± 7.1 (56–90) (n = 179)

[a] NA = not applicable.

days, there is no significant alteration of the nesting habitat in that area, as might be caused by the construction of buildings, roads, or ports on or near nesting beaches, and there are no significant problems caused by artificial illumination or traffic of vehicles on the beaches. Egg poaching has been reduced to very low levels, and there is no subsistence hunting for sea turtles of any species. The 5 species of sea turtles found in Brazil (leatherbacks, green turtles, hawksbills, loggerheads, and olive ridleys) are fully protected since 1986 by federal law (Marcovaldi and dei Marcovaldi 1999). The main challenges to leatherback conservation currently are the incidental capture in artisanal fisheries operating close to nesting beaches and in high-seas fisheries operating in the South Atlantic (Thomé et al. 2003), as well as activities related to the oil industry.

Around the mouth of the Doce River, gill nets pose a significant risk to leatherbacks; there are records of incidental captures in this kind of fishing gear. TAMAR is working closely with local fishermen to address this problem. A possible solution, already being investigated, is to look for places for setting gill nets where the nets could have a lower potential for impact on sea turtles, as long as no significant adverse effects on fishing are observed in the new places. Other possible solutions under study are changes in fishing methods (e.g., from nets to hooks) and fish farming. In recent years, trawl boats have increased in numbers in the northern part of the state of Espírito Santo, many of them coming from neighboring Brazilian states, but no incidental captures of leatherbacks in trawl nets have been recorded. Research on the biology of shrimp and on the fishing fleet operating in the area is greatly needed to provide a basis for fishing management and for conservation measures concerning sea turtles.

Leatherbacks are known to be incidentally captured by the longline fishery in the south Atlantic, as elsewhere in the world (Lewison et al. 2004; Domingo et al. 2006); incidental captures by Brazilian commercial longline vessels operating in the South Atlantic have been recorded (Kotas et al. 2004; Sales et al. 2004; Domingo et al. 2006;

Table 3. Curved carapace length (cm) for leatherbacks in Espírito Santo (Brazil) and in other nesting populations in the Atlantic.[a]

Area and period	Average	Range	Sample Size (turtles)	Source
St. Croix, U.S. Virgin Islands, 1982–1994	152.9 SD = 7.0	131.0–177.4	n = about 435	Boulon et al. 1996
Tortuguero, Costa Rica, 1990–1991	156.2 SD = 10.6	124.0–180.3	n = 56	Leslie et al. 1996
Tortuguero, Costa Rica, 1995	152.8 SD = 8.9	138.0–179.1	n = 41	Campbell et al. 1996
French Guiana, circa 1970	157.4 SD = 7.2	137.2–180.3	n = 192	Pritchard 1971
French Guiana, 2000–2001	156.2	137–186	n = 218	M. Godfrey, pers. comm. 2001
Trinidad, 1967–1969	158 SD = NA	125–185	n = 20	Bacon 1970
Espírito Santo, Brazil, 1988–1989 to 2003–2004	159.8 SD = 10.5	139.0–182.0	n = 24	This study

Projeto TAMAR, unpubl. data). Drift nets targeting sharks are also known to incidentally capture leatherbacks off the eastern Brazilian coast (Sales et al. 2003; Projeto TAMAR, unpubl. data). TAMAR is currently assembling a database on the incidental capture of sea turtles by the Brazilian commercial high seas fisheries, with data obtained from governmental agencies, universities and NGO (nongovernmental organization) partners, to assess the levels of captures and main areas and periods of the year where they occur. Data have also been obtained through a partnership established with several major commercial Brazilian longline fishing companies operating in the southwestern Atlantic, which have allowed on-board observers on their vessels. Furthermore, experiments are underway by TAMAR to test different kinds of hooks used in longlines with regard to their potential for the incidental capture of sea turtles (Giffoni et al. 2005). TAMAR is also currently monitoring the incidental capture of sea turtles in drift nets (Sales et al. 2003) and working toward a ban on their use.

Studies are underway in the state of Espírito Santo and elsewhere in Brazil to assess the impact of seismic, drilling, and oil production activities on sea turtles. TAMAR has been working jointly with governmental environmental agencies to ensure that activities related to the oil industry that could impact sea turtles on or around nesting beaches are only licensed on the condition that measures that promote the protection of sea turtles and their habitats and guarantee the constant monitoring of possible impacts are established, to maintain the proper functioning of the ecological processes related to sea turtle reproduction.

As a strategy to ensure the conservation of the Espírito Santo nesting area in the long run, a plan for the sustainable development of the region around the Biological Reserve of Comboios has just been carried out by TAMAR in partnership with community organizations, local municipality governments, schools, universities, farmers, private corporations, and other local partners. Financial resources are being allocated to the development of alternative fishing techniques (sustainable and with less impact on sea turtles) and to properly direct the economic and social development of the area. One item of that plan is the creation of a federal protected area around the Doce River estuary, under the category "Reserve for the Sustainable Development", where natural resources would be managed by IBAMA and their use would be restricted by law to local communities.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to express our special thanks to the local communities of the state of Espírito Santo for their collaboration with the conservation program and to the members of the TAMAR staff and all trainees (university students) who helped collect the data. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is executed by IBAMA, Fundação Pró-TAMAR, and is officially sponsored by Petrobras. In Espírito Santo, Projeto TAMAR is supported by the municipal governments of Linhares and São Mateus.

LITERATURE CITED

ALMEIDA, A.P. AND MENDES, S.L. 2007. An analysis of the role of local fishermen in the conservation of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Pontal do Ipiranga, Linhares, ES, Brazil. Biological Conservation 134:106–112.

BACON, P.R. 1970. Studies on the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea* (L.), in Trinidad, West Indies. Biological Conservation 2:213–217.

BAPTISTOTTE, C., SCALFONI, J.T., AND MROSOVSKY, N. 1999. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation. Animal Conservation 2:9–13.

BAPTISTOTTE, C., THOMÉ, J.C.A., AND BJORNDAL, K.A. 2003. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 4:523–529.

BARATA, P.C.R. AND FABIANO, F.F.C. 2002. Evidence for leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and a review of occasional leatherback nests in Brazil. Marine Turtle Newsletter 96:13–16.

BOLTEN, A.B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 110–114.

BOULON, R.H., JR., DUTTON, P.H., AND MCDONALD, D.L. 1996. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, U.S. Virgin Islands: fifteen years of conservation. Chelonian Conservation and Biology 2(2):141–147.

CAMPBELL, C.L., LAGUEUX, C.J., AND MORTIMER, J.A. 1996. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea,* nesting at Tortuguero, Costa Rica, in 1995. Chelonian Conservation and Biology 2(2):169–172.

CHACÓN-CHAVERRI, D. 1999. Anidación de la tortuga *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae) en Playa Gandoca, Costa Rica (1990 a 1997). Revista de Biologia Tropical 47: 225–236.

CHAN, E.H. AND LIEW, H.C. 1996. Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956–1995. Chelonian Conservation Biology 2(2):196–203.

CHEVALIER, J., TALVY, G., LIEUTENANT, S., LOCHON, S., AND GIRONDOT, M. 2000. Study of a bimodal nesting season for leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in French Guyana. In: Kalb, H. and Wibbels, T. (Comps.). Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443, pp. 264–267.

CLEVELAND, W.S. 1993. Visualizing Data. Summit, NJ: Hobart Press, 360 pp.

CLEVELAND, W.S., GROSSE, E., AND SHYU, W.M. 1993. Local regression models. In: Chambers, J.M. and Hastie, T.J. (Eds.). Statistical Models in S. London, UK: Chapman & Hall, pp. 309–376.

CONOVER, W.J. 1999. Practical Nonparametric Statistics. Third edition. New York: Wiley and Sons, 584 pp.

DAVENPORT, J. 1997. Temperature and the life-history strategies of

DOMINGO, A., SALES, G., GIFFONI, B., MILLER, P., LAPORTA, M., AND MAURUTTO, G. 2006. Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelagico en el Atlantico Sur por las flotas de Brasil y Uruguay. Collective Volume of Scientific Papers ICCAT 59:992–1002.

DUTTON, D.L., DUTTON, P.H., BOULON, R., COLES, W.C., AND CHALOUPKA, M.Y. 2003. New insights into population biology of leatherbacks from 20 years of research: profile of a Caribbean nesting population in recovery. In: Seminoff, J.A. (Comp.). Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503, pp. 1–2.

DUTTON, P.H., BOWEN, B.W., OWENS, D.W., BARRAGAN, A., AND DAVIS, S.K. 1999. Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). Journal of Zoology (London) 248:397–409.

ECKERT, K.L. AND ECKERT, S.A. 1990. Embryo mortality and hatch success in *in situ* and translocated leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* eggs. Biological Conservation 53: 37–46.

ECKERT, K.L., ECKERT, S.A., ADAMS, T.W., AND TUCKER, A.D. 1989. Inter-nesting migrations by leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) in the West Indies. Herpetologica 45:190–194.

ECKERT, S.A. 2006. High-use oceanic areas for Atlantic leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) as identified using satellite telemetered location and dive information. Marine Biology 149:1257–1267.

ECKERT, S.A. AND SARTI, M.L. 1997. Distant fisheries implicated in the loss of the world's largest leatherback nesting population. Marine Turtle Newsletter 78:2–7.

FRAZIER, J. 1995. Subsistence hunting in the Indian Ocean. In: Bjorndal, K.A. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Revised edition. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, pp. 391–396.

FRAZIER, J. 2000. Leatherback turtle. In: Reading, R.P. and Miller, B. (Eds.). Endangered Animals, A Reference Guide to Conflicting Issues. Westport, CT: Greenwood Press, pp. 171–177.

FRAZIER, J. AND SALAS, S. 1984. The status of marine turtles in the Egyptian Red Sea. Biological Conservation 30:41–67.

FRETEY, J. 1980. Les pontes de la tortue luth *Dermochelys coriacea* en Guyane Française. Revue Ecologie (Terre Vie) 34: 649–654.

FRETEY, J. 2001. Biogeography and Conservation of Marine Turtles of the Atlantic Coast of Africa/Biogéographie et Conservation des Tortues Marines de la Côte Atlantique de l'Afrique. CMS Technical Series Publication No. 6. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany, 429 pp.

FRETEY, J. AND LESCURE, J. 1998. Les tortues marines en Guyane Française, bilan de vingt ans de recherche et de conservation. JATBA, Revue d'Ethnobiologie 40:219–238.

GIFFONI, B.B., SALES, G., CONSULIM, C.E.N., FIEDLER, F.N., PEPPES, F., AND SWIMMER, Y. 2005. Experimento com anzol circular na ZEE brasileira e em águas adjacentes, para mitigar a captura de tartarugas marinhas na pescaria de espinhel pelágico. In: Segunda Jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental, Livro de Resumos. Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil, pp. 72–75.

GIRONDOT, M. AND FRETEY, J. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978–1995. Chelonian Conservation and Biology 2:204–208.

GODFREY, M.H. 2002. *Dermochelys coriacea* (leatherback sea turtle). Size. Herpetological Review 33:200–201.

Estimating past and present sex ratios of sea turtles in Suriname. Canadian Journal of Zoology 74:267–277.

GODFREY, M.H., D'AMATO, A.F., MARCOVALDI, M.A., AND MROSOVSKY, N. 1999. Pivotal temperature and predicted sex ratios for hatchling hawksbill turtles from Brazil. Canadian Journal of Zoology 77:1465–1473.

HALL, K.V. 1990. Hatching success of leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) clutches in relation to biotic and abiotic factors. In: Richardson, T.H., Richardson, J.I., and Donnelly, M. (Comps.). Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-278, pp. 197–200.

HARTT, C. F. 1941. Geologia e Geografia Fisica do Brasil. São Paulo, Brasil: Companhia Editora Nacional, 649 pp.

HUGHES, G.R. 1996. Nesting of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) in Tongaland, KwaZulu-Natal, South Africa, 1963–1995. Chelonian Conservation and Biology 2(2):153–158.

KOTAS, J.E., DOS SANTOS, S., DE AZEVEDO, V.G., GALLO, B.M.G., AND BARATA, P.C.R. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fishery Bulletin 102:393–399.

LESLIE, A.J., PENICK, D.N., SPOTILA, J.R., AND PALADINO, F.V. 1996. Leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, nesting and nest success at Tortuguero, Costa Rica, in 1990–1991. Chelonian Conservation and Biology 2(2):159–168.

LEWISON, R.L., FREEMAN, S.A., AND CROWDER, L.B. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. Ecology Letters 7:221–231.

LUTCAVAGE, M.E., PLOTKIN, P., WITHERINGTON, B., AND LUTZ, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 387–409.

MARCOVALDI, M.A. AND DEI MARCOVALDI, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91:35–41.

MARCOVALDI, M.A. AND LAURENT, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation Biology 2:55–59.

MARCOVALDI, M.A.G. AND THOMÉ, J.C.A. 1999. Reducing threats to turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 165–168.

MCDONALD, D.L. AND DUTTON, P.H. 1996. Use of PIT tags and photoidentification to revise remigration estimates of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in St. Croix, U.S. Virgin Islands, 1979–1995. Chelonian Conservation and Biology 2(2):148–152.

MEDEIROS, R. 1983. Espírito Santo: Maldição Ecológica. Coleção Reportagens, vol. 1. Rio de Janeiro, Brasil: ASB, 90 pp.

MEHTA, C.R. AND PATEL, N.R. 1998. StatXact 4 for Windows. User Manual. Cambridge, MA: Cytel Software Corporation, 940 pp.

MEYLAN, A. 1995. Estimation of population size in sea turtles. In: Bjorndal, K. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Revised edition. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, pp. 135–138.

MORISSO, E.D.P. AND KRAUSE, L. 2001. As conseqüências do manejo sobre os ninhos de *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766), junto ao Projeto TAMAR-IBAMA, Espírito Santo,

MORTIMER, J.A. 1990. The influence of beach sand characteristics on the nesting behavior and clutch survival of green turtles (*Chelonia mydas*). Copeia 1990:802–817.

MORTIMER, J.A. 1995. Factors influencing beach selection by nesting sea turtles. In: BJORNDAL, K (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Revised edition. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, pp. 45–51.

MROSOVSKY, N. 1983. Ecology and nest-site selection of leatherback turtles *Dermochelys coriacea*. Biological Conservation 26:47–56.

MROSOVSKY, N. 1994. Sex ratios of sea turtles. Journal of Experimental Zoology 270:16–27.

PRITCHARD, P.C.H. 1971. The Leatherback or Leathery Turtle, *Dermochelys coriacea*. IUCN Monograph no. 1. Morges, Switzerland: International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 39 pp.

PRITCHARD, P.C.H. AND TREBBAU, P. 1984. The Turtles of Venezuela. Contributions to Herpetology no. 2. USA: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 403 pp.

R DEVELOPMENT CORE TEAM 2006. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. www.R-project.org (23 October 2006).

REINA, R.D., MAYOR, P.A., SPOTILA, J.R., PIEDRA, R., AND PALADINO, F.V. 2002. Nesting ecology of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: 1988–1989 to 1999–2000. Copeia 2002: 653–664.

RUSCHI, A. 1954. A fauna, sua função e utilidade na natureza; legislação geral e especial; proibição e regulamentação da caça e pesca; regulamentação sobre a aplicação de inseticidas. Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Série Proteção à Natureza, 20:1–28.

RUSCHI, A. 1978. A atual fauna de mamíferos, aves e répteis da Reserva Biológica de Comboios. Boletim do Museu de Biologia Prof. Mello Leitão, Série Zoologia, 90:1–26.

SALES, G., GIFFONI, B.B., BARATA, P.C.R., AND MAURUTTO, G. 2004. Interação de tartarugas marinhas com a pesca de espinhel pelágico na costa brasileira - 1999–2003. In: Segunda Reunión sobre la Investigación y Conservación de las Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental, Libro de Resúmenes. San Clemente de Tuyú, Buenos Aires, Argentina, p. 30.

SALES, G., GIFFONI, B.B., MAURUTTO, G., AND BRUNZIN, M. 2003. Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo - Brasil. In: Primera Reunión de Investigación y Conservación de las Tortugas Marinas delAtlántico Sur Occidental, Libro de Resúmenes. Montevidéu, Uruguai, p. 65.

SANTOS, A.S. 1993. Avaliação da ocorrência da tartaruga gigante, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), na área abrangida pela base de Comboios, no período de novembro de 1982 a março de 1993. Monografia de Bacharelado. Paraná, Brasil: Universidade Estadual de Londrina, 38 pp.

SARTI MARTINEZ, A.L. 2000. *Dermochelys coriacea.* In: IUCN 2003. 2003 IUCN Red List of Threatened Species. www.redlist.org (25 August 2004).

SARTI M., L., ECKERT, S.A., GARCIA T., N., AND BARRAGAN, A.R. 1996. Decline of the world's largest nesting assemblage of leatherback turtles. Marine Turtle Newsletter 74:2–5.

SCHULZ, J.P. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. Zoologische Verhandelingen (Leiden) 143:1–172.

SILVA, C.M.T. AND BRITO, M.G.R. 1984. Marcação e proteção da tartaruga marinha gigante (*Dermochelys coriacea*) na Reserva Biológica de Comboios, ES. Boletim da Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza 19:167–172.

SPOTILA, J.R., DUNHAM, A.E., LESLIE, A.J., STEYERMARK, A.C., PLOTKIN, P.T., AND PALADINO, F.V. 1996. Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going extinct? Chelonian Conservation and Biology 2(2):209–222.

SPOTILA, J.R., REINA, R.D., STEYERMARK, A.C., PLOTKIN, P.T., AND PALADINO, F.V. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. Nature 405:529–530.

SUAREZ, A. AND STARBIRD, C.H. 1996. Subsistence hunting of leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, in the Kai Islands, Indonesia. Chelonian Conservation and Biology 2:190–195.

THOMÉ, J.C.A., MARCOVALDI, M.A., DEI MARCOVALDI, G.G., BELLINI, C., GALLO, B.M.G., LIMA, E.H.S.M., DA SILVA, A.C.C.D., SALES, G., AND BARATA, P.C.R. 2003. An overview of Projeto TAMAR-IBAMA's activities in relation to the incidental capture of sea turtles in the Brazilian fisheries. In: Seminoff, J.A. (Comp.). Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503, pp. 119–120.

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. Third edition. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 662 pp.

ZUG, G.R. AND PARHAM, J.F. 1996. Age and growth in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, (Testudines: Dermochelyidae): a skeletochronological analysis. Chelonian Conservation and Biology 2(2):244–249.

Received: 28 August 2004
Revised and Accepted: 4 January 2007

CAPTURA INCIDENTAL DE TARTARUGAS MARINHAS EM CERCOS FLUTUANTES EM UBATUBA, SÃO PAULO, BRAZIL

José H. Becker[1]; Berenice M. G. Gallo[1]; Suami Macedo[1], Bruno A. D. L. de Almeida[1]; Jane S. Fernandes[1]; Bruno de B. Giffoni[1]; Max R. Werneck[1]; Geraldo de F. Ottoni[1]

Projeto Tamar-ICMBio – Base de Ubatuba/SP – Rua Antonio Athanázio, 273 – Ubatuba, São Paulo, Brazil – CEP: 11.680-000. email: curupira@tamar.org.br

A pesca com cercos flutuantes em Ubatuba é uma pescaria tradicional, introduzida por pescadores japoneses, no litoral norte de São Paulo na década de 30. Esta pescaria utiliza armadilhas formadas de redes com malhas entre 2 e 11cm em diferentes partes do petrecho, sustentados por flutuadores e fixos por âncoras, que operam em toda coluna d´água e são direcionadas à captura de recursos pelágicos e demersal-pelágicos. Os cercos funcionam próximos aos costões rochosos, em regiões relativamente abrigadas e com profundidades não superiores a 15m. São operados necessariamente por duas canoas de 3 a 5m de comprimento, movidas a remo. Pescam 24 horas por dia, quando instalados e a retirada dos peixes ocorre de 1 a 3 vezes ao dia, de acordo com a produtividade e a época do ano. A maioria dos cercos funciona o ano todo. Entretanto, em regiões pouco abrigadas, os pescadores retiram o cerco durante o inverno, evitando as frentes frias (ressacas) que podem causar danos e perda do petrecho. No princípio da década de 70, cerca de 25 cercos atuavam em Ubatuba. Hoje apenas 11 cercos se mantém funcionando, ao longo de 80km do litoral do município. Devido ao elevado custo do petrecho e da mão de obra que demanda a operação desta pescaria, em contraponto à decrescente produtividade pesqueira na região, gradativamente os cercos estão sendo abandonados. Desde 1991, a Base de Ubatuba do Projeto Tamar desenvolve na região atividades de pesquisa, ação social e educação ambiental, tendo como resultado principal a colaboração voluntária dos pescadores em comunicar as capturas incidentais de tartarugas marinhas em diversas pescarias. Desde o início das atividades, o foco principal das ações de pesquisa e monitoramento foram os cercos flutuantes pelo potencial de capturas de tartarugas marinhas e pela facilidade de acesso para monitoramento. Do total de 6161 capturas incidentais de tartarugas marinhas registradas pelo Tamar em Ubatuba, no período de outubro de 1991 a dezembro de 2006, 4421 foram capturas em cercos flutuantes. Neste período, 16 cercos atuaram no município, tendo 13 destes contribuído para os registros de capturas. Quatro cercos contribuíram durante pouco tempo, sendo 99,03% dos registros provenientes de 9 cercos (Camburi=2; Picinguaba=2; Cedro=1; Ilha Anchieta=3; Bonete=1). Foram registradas as capturas das seguintes espécies: *Chelonia mydas* (n=4388), *Eretmochelys imbricata* (n=24) e *Caretta caretta* (n=9). Na quase totalidade os indivíduos são juvenis, com raras capturas de sub-adultos ou adultos destas espécies. As médias de comprimento curvilíneo de carapaça foram: *C. mydas*: 41,3cm (27,0 - 96,0) (n=4101); *E. imbricata*: 48,7cm (32,0-77,0) (n=23) e *C.caretta:* 73,1cm (55,0-95,0) (n=9). Para o cálculo destas médias foram consideradas apenas a primeira medida de cada indivíduo, desconsiderando-se as recapturas. A mortalidade das tartarugas capturadas foi de 4,22%. A pescaria com cercos flutuantes em Ubatuba apresenta alto índice de capturas de juvenis de tartarugas marinhas e baixo índice de mortalidade das mesmas. É recomendável a

adoção de políticas de estímulo ao uso desta pescaria em detrimento de outras modalidades de maior impacto, como os emalhes e a pesca de arrasto de fundo, visando à conservação das tartarugas e de outras espécies da fauna acompanhantes também envolvidas bem como a preservação da cultura da pesca tradicional.

O Projeto Tamar é um programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela Petrobras.

Forma de apresentação: Painel.

DIAGNÓSTICO DAS PESCARIAS COM REDE DE EMALHE NO SUDESTE/SUL DO BRASIL, COM FROTAS SEDIADAS EM UBATUBA (SP), ITAJAÍ, NAVEGANTES E PORTO BELO (SC), ENTRE OS ANOS DE 2005 E 2006.

Fiedler[1], F. N.; Kotas[2], J. E.; Giffoni[1], B. B.; Sales[1], G.; Consulim[1], C. E. N.; Diegues[3], R., F.; Souza[1], N. L.

1 Projeto TAMAR-IBAMA, Av. Ministro Victor Konder 374, Centro, Itajaí – SC, CEP 88.301-700. Rua Antônio Athanasio 273, Itaguá, Ubatuba – SP, CEP 11.680-000. fnfiedler@tamar.org.br, bruno@tamar.org.br, gilsales@tamar.org.br, consulim@tamar.org.br, na_oceano@yahoo.com.br
2 CEPSUL-IBAMA, Av. Ministro Victor Konder 374, Centro, Itajaí – SC, CEP 88.301-700. jekotas@gmail.com
3 Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. Centro de Ciências Tecnológicas, da Terra e do Mar – CTTMar. dieguesrf@gmail.com

RESUMO

Atualmente as pescarias com rede de emalhe contribuem de forma significativa na produção total de pescados do país, com uma produção nos anos de 2003, 2004 e 2005 de 15.021, 12.933 e 13.351 toneladas, respectivamente. Possuem uma dinâmica de funcionamento bastante particular, havendo uma sazonalidade na utilização das redes de emalhe de fundo e de superfície. Durante os anos de 2005 e 2006 foram realizadas visitas semanais aos portos de Ubatuba (SP), Itajaí, Navegantes e Porto Belo, além de uma visita ao porto de Laguna (SC), para a obtenção de informações sobre essas pescarias. Foram avistadas 215 embarcações, sendo 131 de rede de emalhe de fundo, 10 de rede de emalhe de superfície, 42 que alternam sazonalmente entre emalhe de fundo e superfície, 32 sem informação até o momento. Do total avistado, 99 embarcações foram entrevistadas. Destas, 77 estavam atuando na pescaria de emalhe de fundo e 22 na pescaria de emalhe de superfície, sendo que ambos os casos incluem embarcações que alternam sazonalmente entre emalhe de fundo e superfície, mas que no momento da entrevista atuavam com somente com uma delas. A espécie-alvo no emalhe de fundo é principalmente a corvina (*Micropogonias furnieri*) e no de superfície os tubarões, em especial o tubarão-martelo - *Sphyrna lewini*, em função do elevado valor de suas barbatanas.

Palavras chave: Pescaria de Emalhe no Sudeste/Sul, Rede de Emalhe de Fundo, Rede de Emalhe de Superfície.

INTRODUÇÃO

A pescaria com rede de emalhe é uma das mais simples e primitivas atividades desenvolvidas pelo homem (NORTHRIDGE, 1991). É um método de pesca passivo, onde os peixes ficam presos às malhas da rede pela cabeça, fendas branquiais ou nadadeiras (VOOREN et al, 2005). As redes são formadas por um conjunto de panos retangulares unidos entre si, com comprimento, altura e tamanho de malha e coeficiente de emalhe de acordo com a espécie-alvo a ser capturada, sendo mantidas em posição vertical por meio de flutuadores na tralha superior e lastros na tralha inferior (VOOREN et al, 2005). Em função dos elevados índices de capturas incidentais, principalmente de tartarugas e mamíferos marinhos, bem como da prática do “finning” sobre os tubarões, foi criada em 1998 a Portaria IBAMA N° 121-N (de 24 de Agosto), que determinou o comprimento máximo de rede em 2,5 km e limitou o desembarque das barbatanas a não mais que 5% do peso total das carcaças. A pescaria de rede de emalhe ocorre em toda costa brasileira, sendo realizada tanto pelas frotas de pequena escala quanto a nível industrial. Os principais portos de atuação das frotas industriais no SE/S são Ubatuba (SP), Itajaí, Navegantes, Porto Belo, Laguna e Passo de Torres (SC), Torres, Imbé e Rio Grande (RS). Devido a sua grande autonomia, estas embarcações operam ao longo de todo SE/S, permanecendo no mar por até 30 dias (BRANCO et al, 1999, in KOTAS, 2004). As redes de

superfície, direcionadas para a captura de tubarões, são também conhecidas como redes de deriva ou “malhão”, sendo impulsionadas pelas correntes e pelo vento (NORTHRIDGE, 1991), operando principalmente em zonas de quebra da plataforma continental e ambiente oceânico (epipelágico). As redes de fundo, direcionadas a captura de peixes demersais, em especial a corvina (*Micropogonias furnieri*), são utilizadas sobre a zona de plataforma continental, ficando ancoradas ao substrato. O presente trabalho caracterizou as pescarias industriais de rede de emalhe sediadas nos portos de Ubatuba (SP), Itajaí, Navegantes e Porto Belo (SC) quanto aos seguintes aspectos: (a) características físicas dos petrechos; (b) características físicas das embarcações; (c) área de atuação; (d) distribuição temporal; (e) aspectos organizacionais; (f) pontos de desembarque; (g) espécies-alvo e (h) potencial pesqueiro. Além disso, buscou-se o entendimento da dinâmica de funcionamento desta atividade, principalmente no tocante a sazonalidade na utilização das redes de emalhe de fundo e de superfície.

MATERIAS E MÉTODOS

Entre maio de 2005 e outubro de 2006 o Projeto TAMAR, em parceria com o CEPSUL/IBAMA e contando com o apoio da equipe de amostragem de campo do GEP/UNIVALI realizou visitas semanais aos portos de Itajaí, Navegantes e Porto Belo (SC). Também foram utilizados dois botes infláveis para a abordagem das embarcações ancoradas nas baías protegidas de Porto Belo e empresas de pesca situadas ao longo do rio Itajaí-Açú. Em Ubatuba (SP) as visitas eram dirigidas ao Cais do Alemão e píer do Saco da Ribeira. As embarcações avistadas eram registradas em uma planilha contendo o nome do barco, nome do mestre e dono; empresa em que foi avistada; e qual (is) pescaria (s) a embarcação realiza ao longo do ano. As entrevistas para a caracterização eram realizadas com o mestre ou contra-mestre após a apresentação dos objetivos do trabalho. Junto a isso foi criado um banco de imagens fotográficas das embarcações.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Entre maio de 2005 e outubro de 2006 foram avistadas 215 embarcações nos portos de Ubatuba (SP), Itajaí, Navegantes, Porto Belo e Laguna (SC). Destas, 131 pescam com rede de emalhe de fundo, 10 com rede de emalhe de superfície, 42 que alternam sazonalmente entre emalhe de fundo e superfície e 32 sem informação até o momento. Do total de embarcações avistadas, 99 (46,04%) foram entrevistadas, com 77 embarcações atuando na pescaria de emalhe de fundo e 22 na pescaria de emalhe de superfície, sendo que ambos os casos incluem embarcações que alternam sazonalmente entre emalhe de fundo e superfície, mas que no momento da entrevista atuavam somente com uma delas. Após uma análise definiram-se cinco diferentes pescarias, sendo quatro de fundo e uma de superfície. Em relação à pescaria de fundo, a maioria das embarcações está direcionada para a pesca da Corvina (n=77). Porém, existem embarcações que direcionadas para a Pescada (n=1), Peixe-sapo (n=2) e Enchova (n=1). Na pescaria de superfície, todas embarcações estão direcionadas para a captura de tubarões, principalmente o tubarão-martelo (*Sphyrna sp.*) e a mangona (*Carcharias taurus*). Analisando-se o comprimento total das redes, registraram-se comprimentos totais muito maiores que o permitido por lei. No caso das redes de fundo, o comprimento máximo utilizado é de 25.928 metros, ou seja, um tamanho 1037,12% maior que o permitido. Nas redes de superfície o comprimento máximo de rede utilizado é de 6.860 metros, ou seja, 274,4 % maior do que o permitido pela lei. Outra questão que merece especial atenção é a dinâmica referente a esta frota, com várias embarcações atuando em ambas pescarias (fundo e superfície) de acordo com as épocas de maior rendimento de captura das espécies-alvo. Isso faz com que haja uma grande variação no número de barcos atuando em cada uma das pescarias ao longo do ano. As características gerais destas frotas são expostas na Tab. I.

	EMALHE DE FUNDO				EMALHE DE SUPERFICIE	
	CORVINA	PESCADA	PEIXE SAPO	ENCHOVA	FROTA SC	FROTA UBATUBA
PERGUNTAS	n =73	n = 1	n = 2	n= 1	n = 10	n= 12
Material	Nylon monofilamento	Nylon monofilamento	Nylon monofilamento	Nylon monofilamento	Nylon poliamida multifilamento (fio de seda)	Nylon poliamida multifilamento (fio de seda) e Nylon monofilamento
Malha (cm)	13 a 14	7 e 11	28	9 e 10	30 a 40	12 a 37
Total de panos	40 a 500	50 malhas 7 e 150 malhas 11	900	23	60 a 140	40 a 115
Comp. cada pano (m)	30 a 70	51	35 a 49,5	-- x --	-- x --	-- x --
Comp. total da rede (m)	1850 a 25.928	10.200	38.892 a 44.450	2300	2000 a 7400	2000 a 6860
Altura média da rede (m)	3,06	35 malhas (7) e 30 malhas (11)	2	9 m	8 a 30	8,5 a 16
Material	Madeira	Madeira	Madeira	Madeira	Madeira	Madeira
Comp. barco (m)	13 a 25	15	22,15 a 24	10,5	13,5 a 24	10 a 16
Tipo de propulsão	Motor diesel	Motor Diesel	Motor Diesel	Motor Diesel	Motor Diesel	Motor Diesel
Motor (Hp)	113 a 460	150	267 a 360	90	153 a 360	45 a 270
Cap.do porão (ton)	10 a 80	18	50 a 80	55	20 a 80	3,3 a 35
Conservação	Gelo	Gelo	Gelo	Gelo	Gelo	Gelo
Áreas de atuação	Chuí ao Rio de Janeiro	Paranaguá a Santos	Albardão a Cabo Frio	Cabo de Santa Marta a Bom Abrigo	Chuí ao Rio de Janeiro	SC a RJ
Prof. de atuação (m)	10 a 150	10 a 40	100 a 500	15 a 40	8 a 4000	30 - 2000
Período desta pescaria	Ano todo	Ano todo	Ano todo	Inverno	Ano todo	Outubro a março
Pescarias em outros meses	--x--	--x--	--x--	Emalhe de Superficie	-- x --	Pesca de corvina (rede de fundo)
Organização dos pescadores	Colônias de Porto Belo, Bombinhas e Araçá, SINDIPI e SITRAPESCA	Colônia de Pescadores de Cananéia	SITRAPESCA	Colônia de Pescadores de Porto Belo	Colônia de Pescadores de Porto Belo, Bombinhas e Araçá, SINDIPI e SITRAPESCA	Colônia de Santos, Ubatuba e Caraguatatuba
N° tripulantes	6 a 10	5	10	4	6 a 10	4 a 7
Pontos de desembarque	Itajaí, Navegantes e Porto Belo	Cananéia	Empresa Leardini	Araçá	Itajaí, Navegantes e Porto Belo	Píer do Saco da Ribeira e Cais do Alemão
Espécies-alvo	Corvina, Castanha e Maria Mole	Pescada Amarela	Peixe-sapo e Emplastro (Raia)	Enchova	Tubarões-martelo,Mangona, Machote, Anequim,Cabeça Chata,Meca, Agulhão e Atum	Tubarões-martelo, Mangona,Machote, Anequim,Cabeça Chata,Meca,Agulhão e Atum
N° barcos nesta pescaria (segundo os mestres)	30 a 300	--x--	8	50	5 a 12	20

Tab I: Características das Frotas de Rede de Emalhe.

CONCLUSÕES

A dinâmica de atuação desta frota mostra-se muito particular, com barcos mudando da pescaria de acordo com os rendimentos de captura dos barcos que atuam o ano todo nestas pescarias. A partir desta caracterização será possível elaborar planos específicos de conservação direcionados tanto para as espécies-alvo como para espécies ameaçadas de extinção e/ou protegidas por lei federal.

REFERÊNCIAS

KOTAS, J. E. 2004. Dinâmica de populações e pesca do Tubarão-martelo *Sphyrna lewini* (Griffith & Smith, 1834) capturado no mar territorial e zona econômica exclusiva do sudeste-sul do Brasil. Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos – SP. **Tese de Doutorado**. 377 p.

NORTHRIDGE, S. P. 1991. Driftnet fisheries and their impact on non-target species: a worldwide review. **FAO Fisheries Technical Paper,** Roma. 115p.

VOOREN, C. M.; KLIPEL, S. 2005. Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. **Instituto Igaré,** Porto Alegre. 262 p. (editores)

AVALIAÇÃO HEMATOLÓGICA EM TRÊS ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS NA BACIA DE CAMPOS – RJ

Daphne Wrobel Goldberg[1]; Luiz Cesar Cavalcanti Pereira da Silva[2]; Silvia Bahadian Moreira[3]; Wellington Bandeira[3]; Juliana Marigo[4]; Juçara Wanderlinde[5].

1Médico Veterinário; Mestre em Clínica e Reprodução Animal, Faculdade de Veterinária, Universidade Federal Fluminense, RJ, daphwrobel@yahoo.com.br; 2Médico Veterinário; Mestre em Cirurgia e Clínica Veterinária; Faculdade de Veterinária, Universidade Federal Fluminense, RJ; 3Médico Veterinário; Mestrando em Clínica e Reprodução Animal, Faculdade de Veterinária, Universidade Federal Fluminense; 4Doutoranda em Biologia Parasitária, Departamentos de Biologia e Genética, IOC-FIOCRUZ, 5Fundação Pro-Tamar; ju@tamar.org.br.



Figura 1: Coleta de sangue em *Chelonia mydas.*



Figura 2: Coleta de sangue em *Eretmochelis imbricata.*



Figura 3: Coleta de sangue em *Caretta caretta.*

As análises bioquímicas e hematológicas são importantes ferramentas de diagnóstico, podendo representar alterações fisiológicas, bem como identificar possíveis processos patológicos. Entretanto, a hematologia de répteis é ainda insipiente, sendo a determinação de parâmetros de referência para esta classe bastante difícil, uma vez que os valores obtidos podem sofrer influência de fatores como: sexo, idade, sazonalidade, dieta alimentar e processamento das amostras. Ao longo das décadas, as tartarugas marinhas vêm sofrendo pressões antrópicas e atualmente são listadas como espécies em extinção. Foram avaliadas amostras de três tartarugas marinhas jovens (1 ano e meio), de 3 espécies (*Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata* e *Chelonia mydas*) mantidas em cativeiro no Projeto Tamar – Campos, submetidas ao mesmo manejo.

As coletas foram realizadas através de venopunção do seio cervical dorsal e as amostras acondicionadas em tubos com heparina sódica e mantidas sob refrigeração até serem processadas no laboratório Prolab. A *C. mydas* apresentou hematócrito (Ht) = 31%, contagem de hemácias (H) = 500.000/µL, hemoglobina (Hb) = 11g/dL, Volume Globular Médio (VGM) = 596,1 fL e Concentração de Hemoglobina Globular Média (CHGM) = 35,4%. A contagem de trombócitos (CT) foi de 3.000/ mm3 e a proteína total (PT) = 4,2 g/dL. A leucometria global (LG) foi de 19.000 células/ mm3, sendo 15.200/ mm3 de heterófilos (80%), 2.280/ mm3 linfócitos (12%) e 1.520/ mm3 monócitos (8%). A ALT apresentou atividade enzimática de 18 UI/L, a AST de 186 UI/L, e as concentrações de uréia e creatinina foram de 220 mg/dL e 0,20 mg/dL respectivamente. A *C. caretta* apresentou Ht = 21%, H = 400.000/µL, Hb = 7,1g%, VGM = 512,2 fL e CHGM = 33,8%; CT = 6.000/ mm3, PT = 3,6 g/dL; LG = 10.000 / mm3, sendo 400/ mm3 eosinófilos (4%), 5.200/ mm3 heterófilos (52%), 4.300/ mm3 linfócitos (43%) e 100/ mm3 monócitos (1%). A ALT apresentou atividade enzimática de 38 UI/L, a AST de 187 UI/L, e as concentrações de uréia e creatinina foram de 296 mg/dL e 0,10 mg/dL respectivamente. A *E. imbricata* apresentou Ht = 27%, H= 700.000/µL, Hb = 9,5g/dL, VGM = 380,2 fL e CHGM = 35,1%; CT = 8.000/ mm3, PT = 3,0 g/dL. A LG foi de 30.000 / mm3 sendo 2.700/mm3 eosinófilos (9%), 12.600/ mm3 heterófilos (42%), 14.100/ mm3 linfócitos (47%) e 600/ mm3 monócitos (2%). A ALT apresentou atividade enzimática de 14 UI/L, a AST de 61 UI/L, e as concentrações de uréia e creatinina foram de 109 mg/dL e 0,10 mg/dL respectivamente.

No presente estudo, a amplitude de variação dos valores obtidos foi extremamente elevada e os parâmetros podem ter sofrido a interferência de dietas artificiais e estresse de confinamento, uma vez que os animais analisados eram de cativeiro. A necessidade de manutenção de tartarugas marinhas hígidas em cativeiro e o aumento na incidência de doenças colocando em risco as diferentes populações, têm aumentado a demanda no desenvolvimento de novas pesquisas relacionadas à patologia clínica.

4ta Reunión de Investigación y Conservación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO)
y
III Jornadas de Conservación e Investigación de Tortugas Marinas en el Atlántico Sur Occidental (ASO)

25 al 28 de octubre de 2007
Piriápolis, Uruguay

Apoya:

Auspicia:

MTSG - IUCN/SSC
MARINE TURTLE SPECIALIST GROUP

VARIABILIDADE GENÉTICA DA TARTARUGA OLIVA (*Lepidochelys olivacea*) NO BRASIL ATRAVÉS DE MARCADORES MICROSSATÉLITES

Anelise Torres Hahn[1], Luciano Soares[2], Jaqualine Comin de Castilhos[3] & Sandro L. Bonatto[4]

[1 e 4] Centro de Biologia Genômica e Molecular, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Av. Ipiranga, 6681, prédio 12 sala 172, Porto Alegre RS Brasil. [2] Fundação Pró-Tamar, Salvador, BA, Brasil. [3] Projeto TAMAR, REBIO Santa Isabel, Pirambu, Sergipe
Mail: [1] anehahn@gmail.com, [2] lsoares@tamar.org.br, [3] jaqueline.tamar@terra.com.br, [4]slbonatto@pucrs.br

A tartaruga oliva, *Lepidochelys olivacea* é considerada a mais abundante espécie de tartaruga marinha, estando distribuída globalmente nos mares tropicais e também em pontos do Atlântico Norte, migrando entre as áreas de alimentação e desova. No Atlântico oeste é encontrada deste a Flórida, nos EUA, até o sul do Uruguai. Nesta região são conhecidos dois principais sítios de desova: leste do Suriname e Guiana Francesa; e Brasil, em Sergipe e norte da Bahia. Apesar da população desta espécie ter declinado nesta região principalmente pela captura incidental em redes de pesca; poluição oceânica; desenvolvimento costeiro e aumento do turismo no litoral, nos últimos anos tem-se verificado um aumento populacional. A criação de projetos de conservação, como o TAMAR no Brasil, e outros pelo mundo todo têm permitido uma maior proteção às tartarugas marinhas. As rotas migratórias, o grau de isolamento entre as populações e a fidelidade ao sítio de desova, são questões que precisam ser mais estudadas em todas as espécies. Sabe-se pouco sobre a diversidade genética e estruturação geográfica da tartaruga oliva no Atlântico. Microsatélites são ideais para estudos de diversidade genética e mapeamentos por causa da sua abundância, alto polimorfismo, codominância, fácil detecção e transferabilidade entre estudos. Marcadores microsatélites são herdados biparentalmente, ajudando a revelar padrões de fluxo gênico de mediadores machos e fêmeas, sendo considerados eficientes para o entendimento das relações genéticas entre populações, estrutura populacional, filogeografia e aspectos migratórios de uma espécie. Este trabalho teve como objetivo estimar a diversidade genética da espécie no Brasil através de marcadores microssatélites. Foram amplificados até o momento 6 *loci* de microssatélite (OR 1, OR 2, OR, 3, OR 4, OR 7 e CM 84) para 80 amostras coletadas nas bases do Projeto TAMAR ao longo do litoral brasileiro. As análises foram realizadas com o programa ARLEQUIN 3.11. O número de alelos por *loci* variou de 5 (Cm84) a 13 (OR1 e OR4), com média de 9,2. O *locus* OR3 apresentou-se monomórfico. A heterozigosidade observada por *loco* variou de 0,19 a 0,78 (média de 0,54). Somente os *loci* OR2 e OR4 apresentaram desvio do equilíbrio de Hardy-Weiberg, porém, após a Correção de Bonferroni para múltiplas comparações este desvio não foi significativo. Da mesma forma não houve evidência de desequilíbrio de ligação entre *loci* após Correção de Bonferroni. Diferenciação entre subpopulações foi obtida através do teste de AMOVA também com o programa ARLEQUIN 3.11, considerando quatro sub-grupos: Rio Grande do Norte, Sergipe, Bahia e Espírito Santo/São

Paulo. A variação entre os grupos e entre as populações dentro dos grupos não foi significativa e o valor de Fst (0,0284) (P>0,1) não indicou estruturação populacional. Para análises futuras serão ampliadas o número de amostras, assim como as populações amostradas e o número de locos amplificados para futuras análises. Ainda será testado estruturação populacional utilizando-se um método de agrupamento bayesiano através do programa STRUCTURE 2.2.

Palavras chaves: *Lepidochelys olivacea*, microssatélites, variabilidade genética

Apoio Financeiro: CENPES/PETROBRÁS e CNPq

Encalhes de tartarugas marinhas da espécie *Lepidochelys olivacea* no estado do Ceará durante o período compreendido de Janeiro de 2006 a Maio de 2007.

Lima 1, E.H.S.M.; Melo 2, M.T.D.

1 Projeto TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. tamarce@tamar.org.br
2 Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. terezad@tamar.org.br

O litoral cearense destaca-se como uma das mais importantes áreas de alimentação e desenvolvimento de tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758), com registros das outras quatro espécies presentes na costa brasileira: *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus,1766), *Caretta caretta* (Linnaeus,1766), *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829), *Dermochelys coriacea.*(Vandelli,1761) (LIMA,2002)

A base do Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará foi instada em 1992 (2°93792 S e 39°81415 W) em Almofala no município de Itarema, para proteger as tartarugas marinhas em áreas de alimentação através do monitoramento das diversas artes de pesca que interagem com esses animais.

Encalhes de tartarugas marinhas tem sido observado com freqüência em todo o litoral brasileiro, podendo ser provocados por diversas razões, indo desde doenças infecciosas, parasitárias, acidentes naturais à interação desses animais com pescarias regionais.

O presente trabalho tem como objetivo relatar os encalhes de tartarugas marinhas da espécie *Lepidochelys olivacea* registrados pelo Projeto TAMAR-IBAMA ao longo do litoral cearense.

A *Lepidochelys olivacea* popularmente conhecida como tartaruga oliva apresenta-se como a menor de todas tartarugas, com tamanho médio de 70 cm de comprimento curvilíneo de carapaça. Alimenta-se de peixes, caranguejos, moluscos, mexilhões, lulas e camarões.Tem como principal área de desova no Brasil o estado de Sergipe, embora também desove no litoral norte da Bahia.(TAMAR,2005)

Em levantamento realizado no banco de dados do TAMAR Ceará foi observado que no período compreendido entre janeiro de 2006 a maio de 2007 ocorreu um aumento em relação à anos anteriores, no número de registros de encalhes de tartaruga oliva no estado do Ceará. Em todos os casos registrados foram coletadas informações referentes à medida de comprimento e largura do casco, identificação do sexo quando possível, destino final do animal se vivo ou morto. Foi verificado a presença de indícios de interação com pescarias tais como: cortes, órgãos decepados, presença de restos de rede, anzol. Para indivíduos encalhados mortos foi avaliada, a provável *causa mortis* sendo posteriormente enterrados após o manejo. Animais encalhados vivos foram analisados quanto às suas condições gerais, onde aqueles que necessitavam de algum tipo de tratamento foram transferidos para a área de quarentena do TAMAR em Almofala e indivíduos aptos à reintrodução no mar foram normalmente manejados e imediatamente liberados.

Em dezessete meses foram verificados 11 encalhes sendo dois indivíduos (18%) encontrados mortos em avançado estado de decomposição e nove registros (82%) de animais encalhados vivos. Quanto ao sexo foi verificado que três tartarugas (27%) foram consideradas fêmeas, três (27%) machos e 5 (46%) indivíduos eram de sexo indeterminado.

Todas as nove tartarugas encontradas vivas foram transferidas para a base de Almofala. Quando colocados na água para observação, percebeu-se que oito indivíduos (88,9%) apresentavam excesso de flutuabilidade e apenas um (11,1%) animal conseguiu afundar normalmente. Vale ressaltar que das oito tartarugas marinhas com problemas na flutuabilidade quatro (50%) estavam com a nadadeira anterior direita decepada e uma (12,5%) apresentava lesão circular profunda na nadadeira anterior direita.

Os dados aqui apresentados sugerem uma possível interação da tartaruga oliva com a pescaria de espinhel. Esta pode estar ocorrendo pelo incremento da pescaria nos estados do Rio Grande do Norte e Paraíba. Torna-se necessário a continuidade dos monitoramentos de encalhes para que se possa obter um diagnóstico de situação mais preciso que tal pescaria vem causando ao estoque populacional desta espécie.

O Projeto TAMAR-IBAMA é oficialmente patrocinado pela Petrobrás e co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR. Em Almofala, o TAMAR recebe apoio da Prefeitura Municipal de Itarema.

RECAPTURAS DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS PELO PROJETO TAMAR-IBAMA NO CEARÁ DURANTE O PERÍODO DE 1993 A 2006.

Lima, E.H.S.M. [1]; Melo, M.T.D. [1]

1 Projeto TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. tamarce@tamar.org.br
2 Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. terezad@tamar.org.br

RESUMO
O litoral do Ceará destaca-se como uma importante área de alimentação das cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no litoral Brasileiro. Durante o período compreendido entre 1993 e 2006 foram registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala 63 recapturas, das quais 50 indivíduos (79,4%) foram marcados e recapturados em Almofala e 13 (20,6%) realizaram migrações nacionais e internacionais.

Palavras chave: migração, área de alimentação

INTRODUÇÃO
As tartarugas marinhas são animais migradores por excelência, capazes de realizar deslocamentos intercontinentais entre áreas de desova e alimentação incluindo o Ceará em suas rotas migratórias (LIMA *et al*., 1999). Tais migrações foram registradas por CARR (1975) e SCHULZ (1975) através do retorno de marcas resgatadas em Almofala nas décadas de sessenta e setenta utilizadas em programas de marcação realizados na Ilha de Ascensão e Suriname.

A costa cearense é uma importante área de alimentação, desenvolvimento, como também corredor migratório das cinco espécies de tartarugas marinhas no Brasil, (LIMA, *et al*., 2001). Tartarugas marinhas verdes provenientes do Suriname, Ilha de Ascensão, Trinidad Tobago, Nicarágua e Guiana Francesa foram encontradas vivendo por longos períodos na região (MORTIMER *et al.* 1987, MARCOVALDI, 1993, LIMA *et al*., 2003, GODLEY *et al*., 2003).

Para conservar as populações de tartarugas marinhas presentes no litoral oeste do Ceará foi implantada em 1992 a base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala (02.93786°S e 039.81431°W) que vem monitorando pescarias regionais visando minimizar a mortalidade destes animais.

O presente trabalho tem como objetivo registrar as recapturas de tartarugas marinhas ocorridas durante o período compreendido entre 1993 a 2006 no estado do Ceará.

MATERIAIS E MÉTODOS
A Base do Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará monitora efetivamente 40 km de litoral, abrangendo as comunidades de Torrões, Almofala, Porto dos Barcos, Farol no município de Itarema e Volta do Rio no município de Acaraú.

A metodologia adotada neste trabalho é a mesma empregada pelo Programa Nacional de Manejo e Conservação das Tartarugas Marinhas em áreas de alimentação que vem sendo desenvolvido pelo TAMAR nos últimos anos.

As técnicas de manejo incluem tomadas biométricas curvilíneas de comprimento e largura do casco, identificação do sexo (se possível) e espécie. Para a marcação, foram utilizados grampos de aço inoxidável do tipo inconel Style 681, aplicados com alicate especial. Nos caso da impossibilidade de se marcar nas nadadeiras anteriores a marcação ocorreu nas nadadeiras posteriores. Nos indivíduos onde apenas uma marca foi encontrada, aplicou-se outra na nadadeira sem marcação e em casos de observações de que uma ou ambas as marcas estavam prestes a cair, estas foram substituídas por outras.

Os dados apresentados referentes as recapturas ou devolução de marcas foram compilados a partir do banco de dados do TAMAR para áreas de alimentação.

RESULTADOS E DISCUSSÕES
Um total de 760 tartarugas marinhas foram marcadas entre os anos de 1993 a 2006 na área de estudo. Deste total, 63 recapturas (8,29%) foram registradas sendo 52 (82,54%) de animais vivos e 11(17,46%) encalhes de indivíduos mortos. Das recapturas, verificamos que 50 animais (79,36%)

foram marcados e recapturados em Almofala, permanecendo na região com intervalos de marcação e recaptura mínimo de 2 dias e máximo de 1.151dias. A recaptura de um mesmo indivíduo por mais de uma vez não foi computada nestes resultados porém foram freqüentes.

Um maior número de recapturas foi observado para a espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758) que ocorreu durante todos os anos da pesquisa. Este resultado já era esperado pois de acordo com LIMA *et al*.,(2003) a tartaruga verde é abundante no litoral cearense devido a presença de bancos de algas bentônicas espalhados em toda a costa, alimento preferencial desta espécie. Verificamos um aumento significativo no número de recapturas durante o ano de 2003. Este fato, pode estar relacionado ao maior número de tartarugas marcadas durante esta campanha ou pelo maior esforço de manejo por parte da equipe de trabalho.

A Tab. 01 representa as tartarugas marcadas em Almofala e recapturadas em outros países e em estados brasileiros bem como, indivíduos marcados em outros estados e recapturados no Ceará.

Tabela 01: Dados de marcação e recaptura de tartarugas marinhas entre os anos de 1993 a 2006

Marcação	Recapturas	Espécie	Local de marcação	Local de recaptura	Condição do animal	Marcas encontradas
06/06/1996	03/11/1997	Cm	Almofala	Trinidad Tobago	morto	12087
03/08/1994	01/03/1998	Cm	Almofala	Nicarágua	morto	14982
18/03/1998	15/12/2000	Ei	Almofala	Fortaleza	morto	5669 5670
25/03/1999	06/02/2001	Cm	Costa Rica	Fortaleza	morto	83028 83029
08/06/1994	16/12/2001	Cm	Almofala	Nicarágua	morto	7440
25/01/2003	090/5/2003	Cm	Almofala	Piauí	morto	26636
06/04/2003	03/07/2003	Ei	Bahia	Almofala	vivo	28014 28015
27/02/2002	02/02/2004	Cm	Almofala	Piauí	vivo	22018
20/03/2001	04/02/2005	Cm	Alcatrazes	Almofala	vivo	26558 26559
12/02/2005	13/08/2005	Lo	Sergipe	Almofala	morto	34999 35000
11/01/2003	10/05/2005	Cm	Almofala	Piauí	vivo	26604
30/01/1999	30/11/2005	Ei	F. de Noronha	Almofala	morto	19563
06/02/2005	04/11/2006	Cc	Bahia	Fortaleza	morto	33937

Observa-se que as tartarugas presentes em Almofala realizam migrações internacionais e nacionais. Dentre as migrações internacionais destacamos um indivíduo marcado em Almofala e recapturado 515 dias em Trinidad Tobago (LUM *et al*.,1998) percorrendo 2.700km de distância. Outra tartaruga marcada em Tortuguero, Costa Rica foi recapturada em Fortaleza a aproximadamente 5.000km do local de marcação (LIMA *et al*., 2001). Nos anos de 1998 e 2001 ocorreram duas recapturas de tartaruga verde marcadas em Almofala e recapturadas na Nicarágua (LIMA *et al*., 2003) sugerindo a existência de um link entre as populações de *Chelonia mydas* do Sudoeste do Oceano Atlântico e o Mar do Caribe. Tal informação corrobora com Naro-Maciel *et al*.(2004) que estudando as populações de tartarugas verdes de Almofala através de análise de DNA mitocondrial sugeriu que os animais freqüentadores da região pertencem as populações de áreas como Ilha de Ascensão, África, México, Costa Rica e Suriname utilizando a região como área de alimentação.

Dentre as migrações internas destacamos uma tartaruga da espécie *Eretmochelys imbricata*, (Linnaeus,1766) marcada em Almofala e morta em Fortaleza 1.002 dias após a marcação. Foi verificado a ocorrência de três recapturas de *Chelonia mydas* marcadas em Almofala e recapturadas no Piauí (LIMA et al., 2006). Das tartarugas marcadas em outras áreas monitoradas pelo TAMAR temos: duas tartarugas marcadas na Bahia das espécies *Eretmochelys imbricata* e *Caretta caretta* (Linnaeus,1758) encontradas em Almofala após 88 e 297 dias respectivamente. Um indivíduo de *Chelonia mydas* marcado em Alcatrazes foi recapturado vivo no curral de pesca em Almofala. Uma *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829) marcada em Sergipe foi encontrada morta em Almofala estabelecendo um possível corredor migratório na área de estudo.

CONCLUSÕES

Os dados apresentados sugerem que quatro das cinco espécies de tartarugas marinhas que estão presentes no litoral brasileiro, utilizam a costa cearense como zona de alimentação ou corredor migratório entre áreas de postura e alimentação diferenciadas. A sugestão aqui apresentada baseia-se no fato de que, comprovadamente, o litoral do Ceará é uma das áreas mais importantes no Atlântico Sul para alimentação e desenvolvimento da espécie *Chelonia mydas* ou tartaruga verde, através de análise de conteúdos estomacais, levantamento literário e monitoramento por transmissor de satélite, realizados pelo Projeto TAMAR-IBAMA nos últimos 16 anos de atividades no estado.

Também verificamos que a costa de Almofala é utilizada por indivíduos provenientes de outras áreas monitoradas pelo TAMAR como por exemplo Bahia, com animais realizando migrações internas e internacionais, daí a importância de se incrementar os trabalhos de conservação e marcação das tartarugas marinhas para fornecimento de um panorama das rotas migratórias dos animais que freqüentam a costa cearense .

REFERÊNCIAS

CARR, A.F. 1975. The Ascension Island green turtle colony. ***Copeia***. 1975, p. 547-555.

GODLEY, B.J.; LIMA, E.H.S.M. ; ÅKESSON, S.; BRODERICK, A.C.; GLEN, F.; GODFREY, M.H.; LUSCHI, P.; HAYS, G.C. 2003. Movement patterns of green turtles in brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. ***Marine Ecology Progress Serie***. [S.l.], v.253, p.279-288.

LIMA, E. H. S. M.; LAGUEUX, C. J.; BARATA, P. C. R.; MARCOVALDI, M. Â. 2003. Second Record of a green turtle (*Chelonia mydas*) tagged in Brazil and captured in Nicarágua. ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n. 101, p.27.

LIMA, E.H.S.M. ; LAGUEUX, C.J.; W. CASTRO, D.; MARCOVALDI, M.A. 1999. From one feeding ground to another: green turtle migration between Brazil and Nicaragua. ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n.85, p.10.

LIMA, E.H.S.M.; BRUM, S.M.; CARVALHO,, R.I.; PEREIRA, S.M.;MELO, M.T.D. 2006. Recapturas de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará durante a campanha de 2005. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE BIOLOGIA MARINHA, 1.Niterói. ***Resumos...*** Niterói: Universidade Federal Fluminense. 2006. 151p.

LIMA, E.H.S.M.; TROËNG, S. 2001. Link Between Green Turtles Foraging in Brazil and Nesting in Costa Rica? ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n. 94, p.9.

LUM, L.L.;LIMA, E.M.; SANTOS, A. 1998. Green turtle tagged in Brazil recovered in Trinidad. ***Marine Turtle Newsletter***, Wales, n. 82, p.9.

MARCOVALDI, M.Â. 1993. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. ***Marine Turtle Newsletter***, San Diego, n.63, p.13-14.

MORTIMER, J.A.;CARR, 1987. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). ***Copeia***. 1987, p.103-113.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J.H.; LIMA, E.M.; MARCOVALDI, M.A.; DESALLE, R. Connectivity and Intra-Population Structure of Western South Atlantic Green Sea Turtle (*Chelonia mydas*) Foraging Populations. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 24., Costa Rica. ***Proceedings...***, [S.l.:s.n.], [200?].

SCHULZ, J.P. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. ***Zoologische Verhandelingen***. Leiden, n.143, p.3-172.

Registros de tartarugas marinhas capturadas acidentalmente em manzuá para peixe observado pelo Projeto TAMAR-IBAMA, Ceará em 2006

Lima 1, E.H.S.M.; Melo 2, M.T.D.

1 Projeto TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. tamarce@tamar.org.br
2 Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. terezad@tamar.org.br

A estação de conservação de tartarugas marinhas do Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará localiza-se nas coordenadas geográficas 02.93792°S e 039.81415°W em Almofala, litoral oeste do estado. Monitora efetivamente 40 km de litoral, abrangendo as comunidades de Torrões, Almofala, Porto dos Barcos, Farol no município de Itarema e Volta do Rio no município de Acaraú. Esta base está voltada para a conservação e proteção dos estoques de tartarugas marinhas que freqüentam a região em busca de alimentação. Atualmente a principal ameaça às tartarugas marinhas juvenis e adultas de todo o mundo são as artes de pesca que as capturam acidentalmente (National Resarch Council, 1990). Em Almofala, é comprovada a captura incidental de tartarugas marinhas em currais de pesca, redes de emalhe para peixes e crustáceos, além de capturas na pescaria com anzol e tarrafa (Lima *et al*., 2006). Manzuás para peixe são estruturas confeccionadas em madeira e tela de arame com aproximadamente 1,80 metro de largura X 1,70 metro de altura X 1,87 de comprimento e boca no fundo para a entrada de peixes, sendo também capazes de capturar lagostas.

O presente trabalho tem por objetivo relatar a ocorrência de capturas incidentais de tartarugas marinhas em manzuás para peixe na região monitorada pela base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala, Ceará.

Como os manzuás para peixe são colocados próximos aos currais de pesca para aumentar a possibilidade de captura de pescado, estas artes de pesca foram observadas ao mesmo tempo do monitoramento dos currais, com embarques diários para verificação da ocorrência de tartarugas marinhas e realização das técnicas de manejo que incluem: tomadas biométricas curvilíneas de comprimento e largura do casco, identificação do sexo (se possível), espécie e marcação.

Em 2006, o TAMAR registrou a captura incidental de cinco tartarugas neste tipo de armadilha, onde: 3(60%) indivíduos estavam mortos, 1(20%) tartaruga foi retirada do manzuá ainda viva e 1 animal (20%) encontrado desmaiado sendo reanimado pelos próprios pescadores através da técnica de reanimação de tartarugas capturadas incidentalmente, ensinada pelos técnicos do TAMAR durante a campanha “nem tudo que cai na rede é peixe” realizada junto à comunidade desde 1993 (Marcovaldi, *et al*. 2001). As tartarugas vivas foram trazidas para a base pelos pescadores, onde foi feito todo o trabalho de manejo e marcação para posterior soltura. Estas apresentaram comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) variando de 30,3 a 51 cm, portanto considerados juvenis, no entanto naqueles encontrados mortos (n=3) foi possível a identificação do sexo através da realização de necropsia onde puderam ser registrados 1 fêmea e 2 machos. Todos os indivíduos pertenciam à espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758). Os dados aqui apresentados indicam que a captura acidental de

tartarugas marinhas em manzuás para peixe pode estar acontecendo sistematicamente necessitando desse modo de monitoramento e avaliações constante dessa arte de pesca que pode ser utilizada em conjuntos com currais de pesca e atratores artificiais.

O Projeto TAMAR-IBAMA é oficialmente patrocinado pela Petrobrás e co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR. Em Almofala, o TAMAR recebe apoio da Prefeitura Municipal de Itarema.

SEGUNDA CONTRIBUIÇÃO PARA CONHECIMENTO DE ALGUMAS ESPÉCIES MARINHAS CAPTURADAS EM CURRAIS DE PESCA, MONITORADOS PELO PROJETO TAMAR-IBAMA DURANTE O ANO DE 2005 EM ALMOFALA,CEARÁ.

Lima [1], E.H.S.M.; Melo [2], M.T.D.

1.Projeto TAMAR-IBAMA, Acesso Projeto TAMAR,151,62.592-000,Almofala,Ceará. tamarce@tamar.org.br
2.Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto TAMAR,151, 62.592-000, Almofala, Ceará. terezad@tamar.org.br

Palavras Chave: pescaria, sazonalidade, pesca artesanal

INTRODUÇÃO

Almofala, localizada no município de Itarema (02.93786°S e 039.81431° W), destaca-se entre os principais pontos de pesca artesanal do estado do Ceará, sendo esta realizada de forma primitiva com petrechos de pesca pouco desenvolvidos e embarcações com raio de ação mínimo.

Curral de Pesca é uma armadilha comum na costa cearense e Almofala destaca-se como o local de maior concentração desta pescaria no litoral oeste. Capturas de peixes e quelônios marinhos em currais, foram analisados entre os anos de 1960 e 1974 pela Universidade Federal do Ceará - Instituto de Ciências do Mar (LABOMAR) (PAIVA *et al.,* 1965, PAIVA *et al*.,1968, COLLYER *et al*.,1972, LIMA *et al*, 1997) porém a coleta de informações foram paralisadas em meados da década de setenta. Atuando na área em questão, o Projeto TAMAR-IBAMA voltou a coletar essas informações por julgá-las importantes para avaliações do impacto que essa pescaria tem sobre as populações de peixes e quelônios da região além de fornecer dados sobre alguns aspectos ecológicos das espécies capturadas LIMA *et al.*,.2005).

Este trabalho apresenta alguns dados de capturas em três currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA, instalados na comunidade de Almofala, durante a temporada de pesca do ano de 2005.

MATERIAIS E MÉTODOS

As informações foram coletadas no período compreendido entre Janeiro e Dezembro de 2005, em três currais de pesca instalados na Praia da Barra em Almofala, entre as coordenadas geográficas -02° 56.266' S e -39° 48.824' W. Para a realização deste levantamento foi contratado um pescador experiente em identificação vulgar dos peixes e tartarugas marinhas, que visitou diariamente o local de desembarque de pescado desta arte e registrou as espécies e total de quilogramas verificada. As tartarugas marinhas foram contabilizadas por unidade. Os dados foram anotados em fichas especialmente desenvolvidas para a atividade, repassados para tabelas e posteriormente organizados em planilhas digitalizadas permitindo as análises aqui apresentadas.

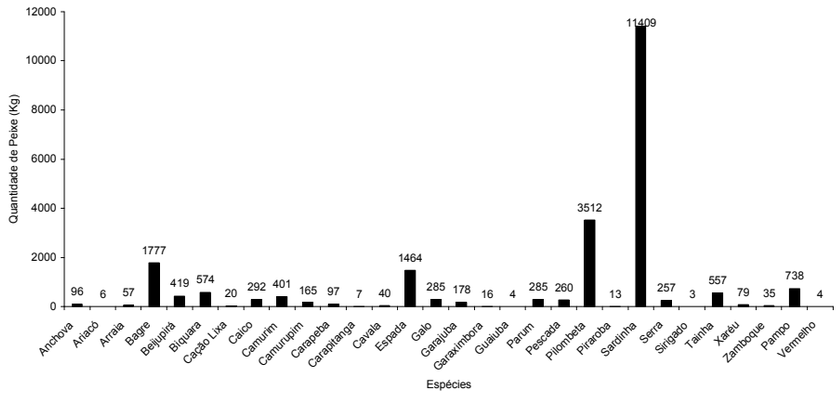
RESULTADOS E DISCUSSÕES

Entre os meses de janeiro a dezembro encontravam-se em funcionamento três currais de pesca com profundidades variantes entre 4 a 6 metros na mais baixa maré. A produção de peixes em currais da região, durante o ano de 2005 totalizou 19.037 kg.

As espécies de peixes observadas por seus nomes vernáculos com maior destaque foram: Anchova (*Pomatomus saltatrix*, Linnaeus, 1766), Ariacó (*Lutjanus synagris*, Linnaeus, 1758), Arraia Manteiga (*Gymnura micrura*, Bloch & Schneider, 1801), Bagre Amarelo (*Tachysurus spixii*, Agassiz, 1829), Beijupirá (*Rachycentron canadus*, Linnaeus, 1766), Biquara (*Haemulon plumieri*, Lacépède, 1802), Cação lixa (*Ginglymostoma cirratun*, Bonnaterre, 1788), Caico (*Chloroscombrus chysurus*, Linnaeus, 1766), Camurim (*Centropomus parallelus*, Poey, 1860), Camurupim (*Tarpon atlanticus*, Valenciennes, 1828), Carapeba (*Diapterus olisthotomus*, Goode & Bean, 1882), Carapitanga (*Lutjanus jocu*, Bloch & Schneiser, 1801), Cavala (*Scomberomorus cavalla*, Cuvier, 1829), Espada (*Trichiurus lepturus*, Linneus, 1758), Galo (*Selene vomer*, Linnaeus, 1758), Garajuba (*Caranx crysus*, Mitchill, 1815), Garaximbó (*Caranx latus*, Agassiz, 1831), Guaiuba (*Ocyurus chrysurus*, Bloch, 1790), Parum (*Chaetodipterus faber*, Broussonete, 1782), Pescada Branca (*Cynoscion leiarchus*, Cuvier, 1830), Pilombeta (*Chloroscombrus chrysurus*, Linnaeus, 1766), Piraroba *Trachinotus carolinus*, Linneus, 1766), Sardinha (*Opisthonema oglinum*, Lê Sueur, 1818), Serra (*Scomberomorus maculatus*, Mitchill, 1815), Sirigado (*Mycteroperca bonaci*, Poey, 1860), Tainha (*Mugil curema*, Valenciennes,

1836), Xareú (*Caranx hippus*, Linnaeus, 1766) e Zamboque (*Tylossurus crocodilus*, Perón & Lesueur, 1821). Dentre os quelônios marinhos destacaram-se a tartaruga verde ou aruanã (*Chelonia mydas*, Linnaeus, 1758) e tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*, Linnaeus, 1758).

A Fig.01 apresenta a quantidade em quilograma por espécie de organismos marinhos capturados nos currais de pesca em Almofala durante o ano de 2005.



Espécies de peixes capturados por quilo por em currais de pesca em Almofala no Ano de 2005

Figura 1: Total de peixes em quilogramas capturados em currais de pesca de Almofala durante o ano de 2005 em currais de pesca de Almofala, estado do Ceará.

Verificou-se que várias espécies de peixes ocorreram em maior quantidade com destaque para sardinha (11.409 kg), pilombeta (3.512 kg), bagre (1.777 kg) e espada (1.464 kg). Em relação a sazonalidade observou-se que bagre, beijupirá, camurim, espada, galo, pescada branca, pilombeta, sardinha e serra ocorreram durante todo o ano. Durante os meses de setembro e outubro não houve capturas pois neste período, o excesso de ventos alísios e desgaste natural dos materiais empregados na construção dos currais como arames e madeiras determinam a derrubada da arte de pesca. Entretanto, a pescaria voltou a ser construída novamente a partir do mês de novembro.

Foram verificados durante o ano de 2005 cerca de 143 registros para tartarugas marinhas nas mais variadas pescarias da área de estudo, sendo que 38 registros foram de indivíduos capturados nos currais de pesca. Das capturas verificadas de tartarugas, 35 eram tartarugas verdes (CCLmin:0,26m e CCL máx: 1,05m, CCL médio: 0,50m) e 03 do tipo cabeçuda (CCL min: 0,57m e CCL máx: 0,79m, CCL médio: 0,71m). Apenas 01 tartaruga verde capturada foi considerada adulta sendo um macho (CCL:1,05m). Todas os outros animais, independentemente da espécie foram consideradas juvenis ou sub-adultas. Outro fato importante de se observar é que, das tartarugas capturadas, somente a tartaruga verde apresentou uma distribuição constante durante os meses de pesca.

A fig.2 mostra a sazonalidade das espécies de tartarugas marinhas capturadas em currais de pesca de Almofala durante o ano de 2005.

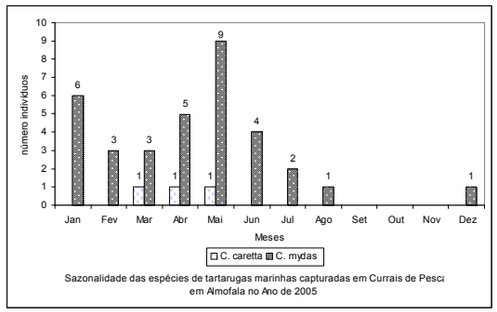


Figura 2: Sazonalidade das espécies de tartarugas marinhas capturadas em Currais de pesca em Almofala no Ano de 2005.

A ocorrência da tartaruga cabeçuda se deu entre os meses de março a maio, indicando a possibilidade desta espécie utilizar a região como corredor migratório entre áreas de reprodução e alimentação. Em Almofala, nos últimos anos, foram registradas todas as espécies de tartarugas marinhas com destaque para indivíduos juvenis, sub-adultos ou adultos (LIMA,2002). Em 2005, observou-se uma tendência de ocorrências de animais sub-adultos estarem presentes na região.

CONCLUSÕES

Curral de pesca em Almofala, é uma pescaria não seletiva que captura indiscriminadamente, dezenas de espécies de organismos marinhos nas mais diversificadas fases de vida. Durante período de estudo, foram registradas a captura de 28 espécies de peixes entre animais ósseos e cartilaginosos além de 02 das cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no litoral brasileiro. Dentre os peixes, ficou evidente que, em quilogramas, a sardinha, pilombeta e pescada foram a que mais se destacaram. Em relação a quelônios marinhos a tartaruga verde é a mais atingida por este tipo de pescaria.

Observou-se que a sazonalidade das espécies não se apresentou de forma regular e o hiato verificado para todas as espécies entre os meses de setembro e novembro não deve ser considerado como uma ausência de pescado, mas sim pelo não funcionamento da armadilha aqui avaliada.

REFERÊNCIAS

Colleyer, E.C.; Aguiar, D.A.. 1972. Sobre a produção pesqueira de alguns currais de pesca do Ceará. Dados de 1965 a 1970. Bol. Ciências do Mar. Fortaleza (24), 1-10p.

Lima, E.H.S.M.; Evangelista, L.E.V. 1997. Sobre a captura acidental em curral de pesca da tartaruga marinha Demochelys coriacea em Almofala-Ceará. In: Congresso Nordestino de Ecologia, 7., 1997. Ilhéus. Anais..., Ilhéus: EDITUS, p.248.

Lima, E.H.S.M; Melo, M.T.D; Carvalho, R.I.2005. Contribuição para o conhecimento de algumas espécies de peixes e quelônios marinhos capturados em currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante os anos de 2003 e 2004 em Almofala, Ceará. In: Congresso Brasileiro de Oceanografia 2, 2005, Vitória. Resumos...[S.l.:s.n.], 2005, CDROM.

Paiva, M.P.; Nomura, H. 1965. Sobre a produção pesqueira de alguns currais de pesca do Ceará – dados de 1962 a 1964. Arq. Est. De Biol. Mar. Univ. do Ceará, 5 (2): 175-214p.

Paiva, M.P.; Fonteles-Filho, A.A. 1968. Sobre a produção pesqueira de alguns currais de pesca do Ceará – dados de 1968 a 1970. Bol. Est. Biol. Mar. Univ. Fed. Ceará. Fortaleza (16), 1-9p.

SEGUNDO LEVANTAMENTO DE ENCALHES DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADAS PELO PROJETO TAMAR-IBAMA NO LITORAL DO CEARÁ DURANTE OS ANOS DE 2005 E 2006

Lima[1], E.H.S.M.; Melo[2], M.T.D.; Spiandorin[3], M.; Santana[3], L.M.B.M.

1 Projeto TAMAR-IBAMA, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. tamarce@tamar.org.br
2Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE terezad@tamar.org.br
3 Trainne Projeto TAMAR, titispiandorin@yahoo.com.br

RESUMO

Encalhes de tartarugas marinhas são freqüentes no litoral cearense. Desde 1992, a base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala, município de Itarema vem protegendo as tartarugas marinhas e monitorando as diversas artes pesqueiras presentes na região. Para se construir ações mais específicas a fim de minimizar os danos causados as tartarugas e conseqüentemente diminuir o número de encalhes é necessário conhecer as espécies, tamanho e sexo dos indivíduos. Durante os anos de 2005 e 2006, foram registrados em 10 municípios da Costa do Ceará, 86 encalhes de tartarugas marinhas das cinco espécies ocorrentes no Brasil, sendo que a mais representativa foi a espécie *Chelonia mydas*, popularmente conhecida como aruanã ou tartaruga verde com um total de 72 encalhes. Também foram observados 4 encalhes de *Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea*, 3 encalhes de *Dermochelys coriacea* e 1 encalhe de *Caretta caretta*, demonstrando a importância do litoral cearense como área de alimentação, descanso e corredor migratório para as tartarugas marinhas.

Palavras chave: área de alimentação, corredor migratório

INTRODUÇÃO

Os trabalhos para a conservação das tartarugas marinhas no Brasil tiveram início na década de 80 e desde então muitas descobertas importantes para a conservação desses animais ameaçados de extinção tem sido realizadas.

Desde 1991, o Projeto TAMAR-IBAMA começou a desenvolver suas atividades nas áreas de alimentação para diminuir a crescente captura acidental de tartarugas marinhas nas diferentes artes de pesca (MARCOVALDI *et al.,* 1998). Em 1992, o Projeto TAMAR instalou uma Base em Almofala (2°47'S e 39°49'W) litoral oeste cearense para proteger as tartarugas marinhas além de monitorar as diversas pescarias encontradas na região (LIMA, 2001). Vale ressaltar que o Ceará é uma importante área de alimentação, descanso bem como corredor migratório para as cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil, sendo *Chelonia mydas* a espécie mais freqüente. LIMA *et al*., 1999 e GODLEY *et al.,* 2003, relatam migrações de tartarugas marinhas marcadas no Ceará e recapturadas em países da América Central como Nicarágua e Trinidad e Tobago.

Desde o início das atividades em Almofala, o TAMAR vem cadastrando ocorrências de encalhes de tartarugas marinhas vivas e mortas no estado do Ceará. Sabe-se que a pesca incidental é uma das principais causas de mortalidade de tartarugas marinhas no mundo (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990). Segundo LIMA *et. al*., 2005, entre o período de 1996 a 2004, foram registrados 248 encalhes de tartarugas marinhas dos quais 85,04% apresentaram alguma interação com a pesca, seja pela presença de redes ou linhas amarradas ou então por marcas encontradas no corpo do animal.

O registro de encalhes ao longo da costa brasileira são dados importantes para a verificação das espécies ocorrentes nas regiões, sua procedência e até a interação antrópica com esses animais.

MORAES-NETO *et al*., 2001, classificaram os problemas de saúde de 60 tartarugas de vida livre que apareceram encalhadas em praias baianas em dois grandes grupos: Causas naturais (doenças infecciosas, parasitárias e acidentes naturais) e causas antrópicas (emalhe, cortes e amputações, anzol de pesca, fraturas na carapaça e ingestão de corpo estranho). Em seu estudo, 36 indivíduos foram classificados como pertencentes ao segundo grupo, ou seja, a maioria dos animais encalhou por problemas decorrentes de ação direta ou indireta do homem.

O presente trabalho tem como objetivo relatar os encalhes de tartarugas marinhas registrados pelo Projeto TAMAR-IBAMA ao longo do litoral cearense durante os anos de 2005 e

2006, demonstrando as principais áreas de ocorrência na região, o comprimento e sexo desses animais e as possíveis interações com as pescarias locais.

MATERIAL E MÉTODOS

A coleta dos dados foi realizada ao longo do litoral cearense e os dados foram lançados no banco de dados de registros não-reprodutivos do Projeto TAMAR-IBAMA. As informações são incluídas no banco apenas quando provenientes de pessoal previamente treinados em identificação das espécies, sexo e tomadas biométricas (largura e comprimento curvilíneo do casco) por pesquisadores do Projeto TAMAR.

Em todos os casos de ocorrência de encalhes dos animais foram coletadas informações tais como data e município do encalhe, latitude, longitude, comprimento, largura do casco, presença ou não de tumores, espécie, sexo quando possível além do destino final do animal (vivo ou morto). As tartarugas encalhadas mortas foram avaliadas, quanto à provável *causa mortis* e logo após enterradas. Para indivíduos encalhados vivos foram avaliadas condições gerais da tartaruga onde, aquela que necessitava de algum tipo de tratamento foi transferida para a área de quarentena do TAMAR em Almofala e aquela apta à reintrodução foi identificada com grampos marcadores e imediatamente liberada no mar.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

No período entre 01 de janeiro de 2005 e 30 de novembro de 2006, o Projeto TAMAR registrou 86 encalhes de tartarugas marinhas no litoral cearense, sendo 80 ocorrências de indivíduos mortos e 6 de animais vivos.

Os maiores números de registros foram verificados em Itarema (n=34, 40%) e Fortaleza (n=18, 21%), seguidos por Icapuí (n=11, 13%), Acaraú (n=08, 9%), Cruz (n=06, 7%) e Jijoca de Jericoacoara (n=5, 6%). Outros municípios como Trairí, São Gonçalo do Amarante, Amontada e Cascavel apresentaram apenas 01 encalhe de tartaruga marinha cada (1% por município). Os municípios que apresentaram maiores índices de encalhes, tais como Itarema e Fortaleza estão diretamente associados a um maior número de monitoramentos realizados pelo Projeto TAMAR-IBAMA.

Verificou-se que as cinco espécies de tartarugas existentes no litoral brasileiro encalharam na costa cearense, com maior representatividade para a espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758) com 72 encalhes (• =0,80m; min=0,28m e max=1,22m). *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829) (• =0,61m; min=0,55m e max=0,72m), *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus,1766) (• =0,35m; min=0,33m e max=0,37m) apresentaram 4 registros de encalhes cada e *Caretta caretta* (Linnaeus,1758) concorreu com 1 registro (CCC=0,89m e CCL=0,82m). Destacam-se 3 registros de *Dermochelys coriacea* (Vandelli,1761) (• =1,46m; min=1,42m e max=1,49m), animal considerado em estado crítico de extinção. Ocorreram 2 encalhes de espécie não identificada por encontrar-se em avançado estado de decomposição (CCC=0,46m e CCL=0,41m) o que impossibilitou sua identificação. Em alguns indivíduos não foi possível a realização da biometria pois apenas os restos do animal ou casco danificado foram encontrados.

Dos 86 registros, 68 indivíduos foram considerados de sexo indeterminado por apresentarem tamanho inferior ao mínimo estabelecido para adulto em áreas de desova ao longo da costa brasileira ou por serem encontrados apenas os restos do animal. Quatro indivíduos foram considerados machos e 14 fêmeas. O estado de frescor no momento do encalhe de tartarugas marinhas mortas é um fator limitante para analise das condições do corpo do animal sendo que, muitas informações são perdidas quando estes ocorrem com indivíduos em avançado estado de decomposição

Em 21% (n=18) das tartarugas marinhas que encalharam foi constatada a presença de tumores conhecido como fibropapilomatose, 45% (n= 39) não apresentaram tumores e em 34% (n=29) dos indivíduos não foi possível determinar a presença ou não de tumores pelo avançado estado de decomposição. Segundo NORTON *et al*., 1990, a fibropapilomatose é uma patologia debilitante e potencialmente fatal e WORK *et al*., 1997, relatam esta mesma patologia como causa mais comum de morbidade e mortalidade em tartarugas verdes.

Em cinco registros constatou-se interação entre as tartarugas marinhas e a pesca, pois foram encontrados restos de cordas, redes e linhas. Este número porém, não caracteriza a realidade pois essa interação é muito maior que apresentado neste trabalho. O elevado esforço de pesca é bastante conhecido ao longo da costa do Ceará. JUVÊNICIO, 1991 chama a atenção em para a degradação do potencial produtivo da plataforma continental, causada pela sobrepesca ao no litoral do Ceará.

Esse fator, com certeza, também atinge as tartarugas marinhas em maior ou menor grau de incidência. Ocorreram oito tartarugas marinhas decapitadas ou com os membros decepados, podendo indicar uma possível interação com pescarias regionais.

CONCLUSÕES

Os encalhes de tartarugas marinhas na costa cearense podem estar diretamente relacionados a doenças naturais ou por ação de fatores antrópicos como interação com pescarias tradicionais desenvolvidas ao longo pelas comunidades tradicionais de pesca ou pela ingestão de lixo atualmente dois grandes agravantes da situação.

Por ser uma importante área para a conservação das tartarugas marinhas no atlântico faz-se necessário a intensificação dos estudos relacionados aos encalhes, buscando-se um maior entendimento dos acontecimento bem como, as inter-relações entre si e assim buscar a construção de ações específicas que visem minimizar os danos causados aos quelônios crescente nos últimos anos.

O Projeto TAMAR-IBAMA é oficialmente patrocinado pela Petrobrás e co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR. Em Almofala, o TAMAR recebe apoio da Representação IBAMA e da Prefeitura Municipal de Itarema.

REFERÊNCIAS

GODLEY, B.J.; LIMA, E.H.S.M. ; ÅKESSON, S.; BRODERICK, A.C.; GLEN, F.; GODFREY, M.H.; LUSCHI, P.; HAYS, G.C. 2003. Movement patterns of green turtles in brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. ***Marine Ecology Progress Serie***. [S.l.], v.253, p.279-288.

JUVÊNCIO, F.J.M 1991. Considerações sobre os aspectos da degradação ambiental do litoral cearense. **Tese de Mestrado em Educação Pública**, UFMT, 87pp.

LIMA, E.H.S.M. ; LAGUEUX, C.J.; W. CASTRO, D.; MARCOVALDI, M.A. 1999. From one feeding ground to another: green turtle migration between Brazil and Nicaragua. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.85, p.10.

LIMA, E.H.S.M. 2001. Registros de tartarugas mortas em Fortaleza, Ceará e áreas circunvizinhas. In: Semana Nacional de Oceanografia,14. Rio Grande. ***Anais...***Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanologia, ref 044.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. 2005. Encalhe de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA ao longo do litoral do Estado do Ceará, período 1996-2004. In: Congresso Brasileiro de Oceanografia e Semana Nacional de Oceanografia, 2. 2005. Vitório. ***Resumos...***[S.l.:s.n.], 2005. CD-ROM.

MARCOVALDI, M.Â.; BAPTISTOTTE, C.; CASTILHOS, J.C. de; GALLO, B.M.G.; LIMA, E.H.S.M.; SANCHES, T.M.; VIEITAS, C.F. 1998. Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. **Marine Turtle Newsletter**, Scotland, n.80, p. 5-7.

MORAES-NETO, M.A; D'AMATO, A.; GODFREY, M. 2001. Causas naturais e antrópicas relacionadas à saúde em tartarugas marinhas de vida livre no litoral norte da Bahia. **In: XXVIII CONBRAVET**, Ref. 59.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1999. Decline of sea turtles: causes and prevention. **National Academy Press**, Washington, USA, 257 pp.

NORTON, T.M.; JACOBSON, E.R.; SUNDBERG, J.P. 1990. Cutaneous fibropapillomas and renal myxofibroma in a green turtle *Chelonia myas*. **In: Journal of Wildlife Diseases**, 26, 2:256-270.

WORK, T.M.; BALAZS, G.H. 1997. Causes of green turtles (*Chelonia mydas*) morbidy and mortality in Hawaii. **In: Proceedings of the 17th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.**

EVALUATION OF INTERACTION BETWEEN SEA TURTLES AND PELAGIC LONGLINE FISHERIES IN BRAZIL: HOMOGENEOUS FISHERIES AS MANAGEMENT UNITS

Maria Ângela Marcovaldi[2]*
neca@tamar.org.br - Fax: 55 71 6761067
Gilberto Sales[1]
João C. A. Thomé[1]
Augusto C. C. Dias da Silva[1]
Bruno de Barros Giffoni[2]

[1] Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, Bahia BR 40223970
[2] Fundacao Pro-TAMAR, Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, Bahia BR 40223970

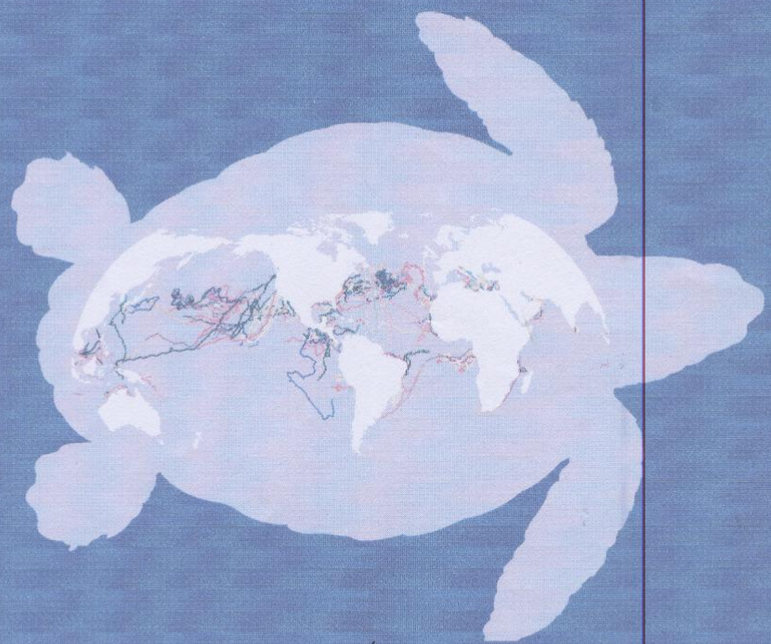
Projeto TAMAR/IBAMA has been working on the conservation of 5 sea turtles species that occur in Brazil (*Caretta caretta, Chelonia mydas, Eretmochelys imbricata, Lepidochelys olivacea and Dermochelys coriacea*) for the past 26 years.
During the first 10 years, the work focused on nesting areas. Sea turtle interactions with the coastal fisheries have been the focus of Projeto TAMAR/IBAMA field activities since 1990 (Thomé et al, 2003), when TAMAR expanded conservation activities for sea turtles feeding areas. Conservation strategies and measures to mitigate sea turtles capture and mortality have been continuously implemented.
In 2001 Projeto TAMAR/IBAMA created the Brazilian National Action Plan to Reduce Incidental Capture of Sea Turtles in Fisheries. This federal action plan was designed to fulfill the following objectives: **i)** Fisheries monitoring, **ii)** Development of specific research, **iii)** Mitigation measures, **iv)** Support to sustainable fisheries, **v)** Establishing discussion forum. Through this Plan, the pelagic longline fishery has been the main investigated fishery and, in order to effectively manage it and improve the analysis about sea turtle interactions, Brazil's pelagic longline fishery was divided according to 13 parameters, into 4 distinct fisheries. **1)** the American model N/NE, **2)** the American model S/SE, **3)** the Chinese model, and **4)** the Itaipava model. In such case, the term "fishery" was defined as the unit upon which evaluation and management of interactions between sea turtles and fishing activity is based. These four different fisheries interact with sea turtles by different ways. Between 1999 and 2005 Projeto TAMAR – IBAMA, with collaboration of some partnership, sampled 11.415.492 hooks, the Chinese model longline was the principal fishery sampled, representing 64,85% of total amounted, followed by the American model N/NE longline (22,6%), American model S/SE longline (12,25%) and Itaipava model (0,3%). Despite the American model S/SE longline represents only 12,25% of total number of hooks sampled, this fishery answers by 71,5 % of the total number of turtles caught, followed by the American model N/NE (15,7%), Chinese model (9,1%) and Itaipava model (3,7%). The interaction of different species with these four fisheries are different too. The American model S/SE longline and Itaipava model catch primarily loggerhead followed by leatherback, green and olive ridley, while the American model N/NE longline catch mainly: leatherback followed by olive ridley, green and leatherback, while the Chinese model longline catch principally: olive ridley, followed by leatherback, green and loggerhead.

Considering that the Brazilian coastline has more than 8.500 Km with different climatic and oceanographic conditions, and that sea turtles species interact in distinct ways, both qualitative and quantitative, with different longline fisheries, we believe that to share this fishery, according to homogeneous parameters, in more than one fisheries is an important management tool of the problem; “Sea turtles x fisheries” and, contribute for better comprehension about the interaction between sea turtles and longline fisheries, helping future conservation strategies decisions.

27th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation

February 22–28, 2007
Myrtle Beach, South Carolina, USA

COMPILERS:
Mike Frick, Aliki Panagopoulou, ALan F. Rees, Kris Williams



migrate /mIgreIt/ v.(ting) 1 move from one place and settle in another, esp. abroad. 2 (of a bird or fish) change its habitation seasonally. 3 move under natural forces

INTERNATIONAL SEA TURTLE SOCIETY

book of abstracts

OLIVE RIDLEY SEA TURTLE INTERNESTING INTERVALS AT PIRAMBU, BRAZIL

Lélia M. Matos[1], Augusto C. da Silva [2], Marilda I. Weber[3], Jaqueline C. de Castilhos[3], and Luís M. Vicente[4]

[1] University of Lisbon and Centre of Environmental Biology, Lisbon, Portugal[2] Projeto Tamar-Ibama, Pirambu, Sergipe, Brazil
[3] Fundação Pró-Tamar, Pirambu, Sergipe, Brazil
[4] Centre of Environmental Biology, Lisbon, Portugal

Olive ridleys (Lepidochelys olivacea) are considered to be the most abundant of all sea turtle species worldwide. In some Pacific and Indic nesting beaches, they perform mass nesting events (*arribadas*); however, in the Western Atlantic coast the species is less abundant. Constant studies on *arribada* beaches have been conducted, but much is still uncertain about olive ridleys' reproductive behavior, especially in solitary nesting grounds.
Until recently, the Galibi Nature Reserve in Suriname hosted the largest reproductive population of olive ridleys within the Western Atlantic coast, but a 90% decline was estimated for the past three decades. In French Guiana, no more than 1,000 nests were estimated for the 1999 nesting season.
The state of Sergipe is the main nesting ground for olive ridleys in Brazil and, at present, probably in the entire Western Atlantic coast, according to recent nesting data observed over the past seven years. In Sergipe, olive ridleys reproduce mainly at Santa Isabel Natural Reserve, part of which is included in Pirambu's research station (within 10°43'S and 36º50'S), where this study was performed. Pirambu's station belongs to the Brazilian Marine Turtle Conservation Program and has been monitored for the past 20 years. Standard night patrols and tagging take place from September through March. The objective of the present study was to identify the internesting interval of the population. Only data from the 2004/05 and 2005/06 nesting seasons were used, during which more intensified patrol efforts began.
During the 2004/05 nesting season, 189 individuals were encountered, 22 of which were later recaptured. In 2005/06, 402 individuals were encountered, and 80 were recaptured. A total of 81 internesting intervals were obtained. Only one individual was seen nesting three times. Internesting intervals ranged between 15 and 50 days with the majority between 20 and 23 days. Comments on comparisons with other olive ridley populations are also presented.

PROGRAMA DE VISITAS ORIENTADAS REALIZADAS NO CENTRO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL DO PROJETO TAMAR - IBAMA EM ALMOFALA, CEARÁ

Melo[1] , M.T.D.; Santana[2], L.M.B.M.;Spiandorin[2]; Lima[3], E.H.S.M.

1 Fundação Pró-TAMAR, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. terezad@tamar.org.br
2 Trainne Fundação Pró-TAMAR, titispiandorin@yahoo.com.br
3 Projeto TAMAR-IBAMA, Acesso Projeto Tamar, 151, 62592-000, Almofala-CE. tamarce@tamar.org.br

RESUMO

O Projeto TAMAR-IBAMA tem nas atividades de educação ambiental uma ferramenta essencial para o êxito de seus trabalhos de preservação das tartarugas marinhas visto que, as ações antrópicas degradantes do meio ambiente colocam em risco a sobrevivência desses animais. No Ceará, importante área de alimentação para as cinco espécies de tartarugas marinhas do Brasil, o TAMAR possui uma base em Almofala, município de Itarema, instalada desde 1992, com um Centro de Educação Ambiental (CEA) estruturado para receber grupos de escolas, turistas e membros da comunidade em geral. Durante os anos de 2005 e 2006, o CEA de Almofala recebeu respectivamente 2.519 e 3.035 pessoas provenientes de diversas instituições de ensino além de outros grupos formados de crianças em processo inicial de alfabetização até idosos. Assim, o CEA é um centro para a divulgação de ações que priorizam a conservação das tartarugas marinhas bem como, dos recursos naturais em geral estimulando o pensamento ecológico e a reflexão das atitudes de cada visitante em seu cotidiano.

Palavras chave: tartarugas marinhas, área de alimentação, conservação.

INTRODUÇÃO

O Projeto TAMAR-IBAMA, um programa brasileiro de proteção e pesquisa das tartarugas marinhas, é considerado um modelo para a conservação destes animais em todo o mundo. Sua integração nas comunidades é o centro do sucesso para os trabalhos de preservação ora desenvolvidos. Uma das atuações mais importantes do Projeto nas comunidades é a educação ambiental, seja nos Centros de Visitação, ou diretamente nas escolas dos municípios onde as bases do TAMAR estão presentes (MARCOVALDI *et al*, 1995).

Este programa é uma das estratégias para a preservação das tartarugas marinhas incluída na proposta de procedimento internacional para a conservação desses quelônios, feitos pela WWF e a IUCN em 1980-81, cujo propósito era verificar as ações para reconduzir a abundância das populações exauridas e ameaçadas de extermínio e garantir sua existência permanente em benefício das futuras gerações humanas. ROSTÁN *et al*, 1997, relata que a pressão antrópica é uma das maiores ameaças à sobrevivência das tartarugas marinhas, seja na forma de pesca predatória, roubo de ovos, caça, ou degradação ambiental e ainda reforça que ações que resultem na melhoria da qualidade de vida através do desenvolvimento sustentável capazes de garantir a preservação do ambiente passam obrigatoriamente pela educação.

No Ceará, o TAMAR possui uma base em Almofala (02°57´S e 039°49´W) desde 1992, no município de Itarema, litoral oeste do estado. A instalação da estação de pesquisa se justifica pois, a costa cearense é uma importante área de alimentação, desenvolvimento e corredor migratório para as cinco espécies de tartarugas marinhas existentes no Brasil, principalmente a tartaruga verde (*Chelonia mydas*) (LIMA, 2001).

O presente trabalho apresenta o Programa de Visitas Orientadas existente no Centro de Educação Ambiental do Projeto TAMAR-IBAMA de Almofala como uma das principais estratégias para a conservação das tartarugas marinhas na área em questão.

MATERIAIS E MÉTODOS

A base possui um Centro de Educação Ambiental (CEA) estruturado para receber grupos de escolas, turistas e membros da comunidade em geral. O CEA possui 3 tanques de exposição com tartarugas marinhas vivas, réplicas em resina de duas espécies de tartarugas em tamanho adulto (uma da tartaruga de pente e uma da verde), réplica de um ninho com filhotes em resina de tamanho natural no momento do nascimento destes, sala para exibição de DVD´s institucionais e palestras,

museu da Aruanã com peças biológicas do tipo cascos de várias espécies, material fixado como ovos e filhotes das cinco espécies e quadros auto-explicativos contando a história do TAMAR na região além de um espaço para venda de souvenirs. Por todo o CEA podem ser observados painéis em PVC com fotos e explicações sobre as tartarugas marinhas ocorrentes no Brasil.

O Programa de Visitas Orientadas consiste no atendimento a grupos de escolas e universidades previamente agendadas e monitoradas por estagiários treinados que explicam desde a biologia das tartarugas marinhas, ameaças sofridas, importância da preservação de animais em risco de extinção além de informar sobre as atuações do TAMAR. Cada atendimento possui cerca de uma hora de duração.

Ao final da visita algumas cartilhas "Conhecendo as tartarugas marinhas – cartilha para a formação de grupos de proteção da tartaruga marinha" são entregues aos responsáveis pelo grupo para que as coloquem à disposição dos alunos e professores nas bibliotecas das escolas.

Todas essas visitas são registradas na forma de ofício redigido pelo próprio Projeto com informações sobre a quantidade de alunos, data da visita, nome da Instituição de Ensino, escolaridade, localidade e responsável, o qual assina o ofício. Os dados são arquivados para consultas posteriores.

Como a maioria dos grupos é proveniente de escolas e instituições de ensino da região, para a análise dos dados os grupos foram separados nas seguintes categorias: Educação Infantil (EI), Ensino Fundamental (EF), Ensino Médio (EM), Universidade (U) e Outros, ao qual foram inseridos grupos de idosos, educação de jovens e adultos (EJA), grupos de alfabetização de adultos, Programa Agente Jovem, grupos de professores, grupo de capacitação de guias turísticos, entre outros.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

O período analisado corresponde às visitas monitoradas realizadas nos anos de 2005 e 2006. No ano de 2005, o Programa de Visitas Orientadas atendeu 48 grupos atingindo um total de 2.519 participantes. Em 2006, foram 65 grupos e 3.035 participantes. A visitação em 2006 foi maior em relação ao ano anterior com 516 alunos (20,5%) a mais. Esta é uma tendência esperada pois o aumento da divulgação do CEA, com novas atrações todos os anos, e a melhoria da estrutura de acesso ao Projeto TAMAR atraem um público cada vez maior.

Nos dois anos analisados, os meses de maiores índices de visitação foram abril, agosto e outubro com 9, 6 e 9 grupos respectivamente em 2005 e 8, 20 e 8 grupos em 2006 também para os meses citados anteriormente.

Quanto à procedência das instituições, os municípios de Itarema e Acaraú foram os mais representativos no ano de 2005 com 25 e 14 visitas respectivamente, seguidos dos municípios de Amontada (5), Sobral (2), Cruz (2), Bela Cruz (1) e Jijoca de Jericoacoara (1). Já em 2006 o município de Cruz visitou o TAMAR 32 vezes, seguidos de Itarema (13), Acaraú (7), Amontada (4), Bela Cruz (4), Sobral (2), Fortaleza (1) e Paraipaba (1). Todos os municípios pertencem ao estado do Ceará, sendo Fortaleza a localidade mais distante.

A quantidade de alunos do Ensino Fundamental se destacou em relação às demais categorias, apresentando os maiores valores para ambos os períodos em estudo com 1.986 alunos no ano de 2005 e 1.859 alunos em 2006. Os alunos do Ensino Médio concorreram com 138 visitantes no ano de 2005 e 398 estudantes em 2006 ou seja, um aumento considerável pelo incremento de visitas de escolas de outras regiões, visto que o município de Itarema (sede do Projeto Tamar) possui apenas uma instituição de ensino médio.

As instituições universitárias e outras tiveram um acréscimo no número de visitantes do período de 2005 para 2006. Em 2005, passaram pela base do Projeto TAMAR um total de 133 universitários e 264 pessoas pertencentes a outras instituições, já em 2006 foram 224 e 554 respectivamente.

Alunos do Ensino Infantil representaram uma pequena, porém importante parcela de contribuição visto que em 2005 o número de alunos do E.I. foi de 198 e em 2006 de 128 visitantes.

A Fig 1 apresenta o número de participantes atendidos nos referidos períodos separados por grau de escolaridade.

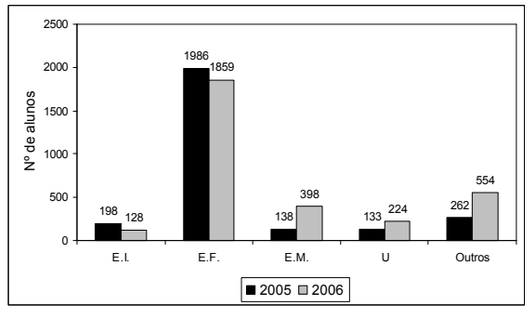


Fig 1. Total de alunos participantes do Programa de Visitas Orientadas no CEA do Projeto TAMAR-IBAMA por grau de escolaridade durante os anos de 2005 e 2006, sendo: E.I.=Educação Infantil, E.F.=Ensino Fundamental, E.M.=Ensino Médio, U=Universidades e Outros.

É importante ressaltar que a maior parte da população local depende da pesca direta ou indiretamente, logo muitos filhos de pescadores, participando do Programa de Visitas Orientadas ou de outras atividades do Projeto TAMAR aprendem, desde cedo, a pensar nas tartarugas marinhas de forma diferente de seus pais. Se antes, o consumo da carne de tartaruga e o uso de seu casco para enfeites eram comuns, agora passa a ser rotineiro marcar e soltar as tartarugas com o apoio comunitário, para que elas possam sobreviver e reduzir o risco de extinção.

CONCLUSÃO

O número de visitas ao Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala através de grupos e instituições de ensino foi superior em 2006 em relação ao ano de 2005 e tende a ser crescente a cada ano. O Programa de Visitas Orientadas é de relevante importância devido à qualidade e tipo de informação repassada para os grupos de visitantes que vão desde crianças em processo inicial de educação, passando por jovens, adultos e idosos. Dessa forma, tais atores são estimulados a rever suas atitudes cotidianas em relação ao meio ambiente e pensar na preservação das tartarugas marinhas para as gerações futuras.

O Projeto TAMAR-IBAMA é oficialmente patrocinado pela Petrobrás. A Base do Projeto TAMAR em Almofala recebe apoio do IBAMA Representação Ceará e Prefeitura Municipal de Itarema.

REFERÊNCIAS

CÂMARA, I.D.G. 1982. Proposta de procedimento internacional para conservação das tartarugas marinhas. Boletim FBCN 17: 62-69.

LIMA, E.H.S.M. 2001. Registros de tartarugas mortas em Fortaleza, Ceará e áreas circunvizinhas. In: Semana Nacional de Oceanografia,14. Rio Grande. ***Anais.*** Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanologia, 2001. ref 044.

MARCOVALDI, M.A.G. dei; PATRIRI, V.J.de A.; MARCOVALDI, G.G.dei. 1995 TAMAR-IBAMA Project: the brazilian marine turtle conservation program. In: International Congress fo Chelonian Conservation, 1995. Gonfaron, França, 281-283.

ROSTÁN, G.; ANDRADE, I.M.; D'AMATO, A.F. 1997. Atividades de educação ambiental desenvolvidas pelo Projeto TAMAR-IBAMA, no litoral Norte da Bahia. In: 7° Congresso Nordestino de Ecologia, 1997. Ilhéus, BA. Resumos, pp.299.

MORFOMETRIA DA TARTARUGA VERDE (*Chelonia Mydas*) NA RESERVA BIOLÓGICA MARINHA DO ATOL DAS ROCAS - RN, BRASIL.

Mendonça[1], P.; Grossman[1] A.; da Costa[2], M. R.; & Bellini[1], C.

[1]Projeto Tamar/Ibama, Alameda Boldró s/nº, 53990-000 Fernando de Noronha, Pernambuco, Brazil (pablo@tamar.org.br); (alice@tamar.org.br); (cb@tamar.org.br);
[2]Centro Universitário UNIMÓDULO, Avenida Frei Pacífico Wagner, 653 – Centro – Caraguatatuba – SP. Caixa postal 107 Cep: 11660-903 (profmar@ig.com.br);

RESUMO

O presente estudo tem por objetivo caracterizar as populações da tartaruga verde (*Chelonia mydas*), que utilizam o Atol das Rocas como área de reprodução, alimentação e descanso. As informações morfométricas apresentadas envolvem medidas curvilíneas e retilíneas da carapaça, além do peso, referente a 812 indivíduos capturados entre 2002 e 2006, sendo 368 jovens; 113 machos; e 331 fêmeas. Do total amostrado, apenas 193 tartarugas foram pesadas (80 jovens, 62 machos e 51 fêmeas). A partir da distribuição das freqüências de tamanho pode-se evidenciar a existência de duas classes etárias distintas: jovens de sexo indeterminado com modas de 40cm; e adultos com moda em 100 e 115cm. Uma forte associação foi observada entre os jovens para as variáveis peso e largura curvilínea, quando em função do comprimento curvilíneo da carapaça. Entretanto, machos e fêmeas apresentaram baixa associação para as mesmas variáveis principalmente para a relação peso-comprimento.

Palavras Chaves: Cheloniidae, Relação Peso-Comprimento, Atlântico Sul Equatorial.

INTRODUÇÃO

No Brasil a metodologia de trabalho do Centro TAMAR-IBAMA para áreas de alimentação das tartarugas marinhas foi estabelecida em 1991 (GALLO et al., 2006). Desde então, as informações sobre as tartarugas jovens também passaram a ser complementadas e desenvolvidas, sistematicamente através do mergulho (BELLINI & SANCHES, 1993). A Reserva Biológica Marinha do Atol das Rocas é considerada uma área mista (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999) por abrigar a segunda maior colônia reprodutiva de *Chelonia mydas* em águas brasileiras do Atlântico Sul e ainda constituir importante área de alimentação para as populações jovens desta espécie e de *Eretmochelys imbricata*.

Estudos morfométricos contribuem para o monitoramento de diversas populações e espécies, pois permitem discutir as relações entre a forma e o tamanho do organismo, refletindo alguns aspectos da alimentação, do uso do habitat, da pressão seletiva, competição, predação, entre outros (ANDERSON & NEUMANN, 1996). A relação peso-comprimento, permite inclusive a estimativa de uma variável sempre que conhecida à outra (BEYER, 1987). Portanto, a identificação de grupos em relação ao tamanho subsidia potenciais investigações das associações e divergências no desenvolvimento da população observada, ampliando o conhecimento ecológico sobre sua dinâmica, evolução e origem.

Neste contexto, o presente estudo descreveu alguns aspectos morfométricos das populações de *C. mydas* que ocorrem no Atol das Rocas, determinando suas relações peso-comprimento curvilíneo e largura curvilínea-comprimento curvilíneo para jovens e adultos. As informações preliminares sobre o crescimento relativo, fornecerão subsídios para análises futuras, além de permitir comparações com outras populações e ambientes, contribuindo para o maior conhecimento sobre a biologia da tartaruga verde no Atlântico Sul Equatorial.

MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo foi conduzido na Reserva Biológica Marinha do Atol das Rocas (03°45' - 03°56'S e 33°37' - 33°56'W). O universo amostral esteve vinculado a sazonalidade do período reprodutivo das tartarugas verdes, que se inicia em dezembro e se estende até julho, com coletas compreendidas de 2002 a 2006. As fêmeas foram amostradas sempre após a postura dos ovos, enquanto machos e jovens (indivíduos de sexo indeterminado) foram capturados manualmente através de mergulho livre ou autônomo, entre profundidades que variaram de 0,5 a 25m. Os dados biométricos da carapaça foram tomados a partir de medidas curvilíneas e retilíneas, utilizando-se de fita métrica flexível e

régua antopométrica, ambas com precisão de 0,1cm. Para o peso dos jovens foi utilizado dinamômetro manual, com capacidade de 50kgf e precisão de 200gf. As tartarugas adultas foram pesadas com dinamômetro digital, com capacidade para 500kgf e precisão de 200gf - configurado para uso em *Cargas Vivas*. Todas as tartarugas capturadas foram marcadas com dois grampos de aço-inox do tipo *Inconel*.

A partir das equações alométricas: $y = ax^b$ (GOULD, 1966; REISS, 1989) e $y = a + bx$ foram obtidas as relações de peso-comprimento curvilíneo e a largura curvilínea-comprimento curvilíneo, respectivamente, estimadas tanto para os indivíduos jovens, quanto para os adultos – cujos dados dos machos e fêmeas foram agrupados para análises conjuntas. Portanto, foram avaliadas as proporções corporais dos indivíduos nas diferentes classes de tamanho. Os coeficientes alometricos "*b*" registrados para jovens e adultos, tiveram seus valores comparados à hipótese nula de isometria, através do teste *t*-Student (ZAR, 1984). O fator de condição $k = Pt / Ct^b$ (LE CREN, 1951) foi usado como um parâmetro quantitativo do bem estar do organismo porque reflete as condições alimentares recentes, permitindo inferir informações sobre a estrutura e função das populações observadas.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Indivíduos jovens e as fêmeas foram mais abundantes que os machos ao longo do período estudado. A análise da distribuição das freqüências em comprimento registrou a presença de dois grupos de tamanhos (Fig. 1), confirmando a co-ocorrência de populações diferentes na mesma área, durante o período reprodutivo.

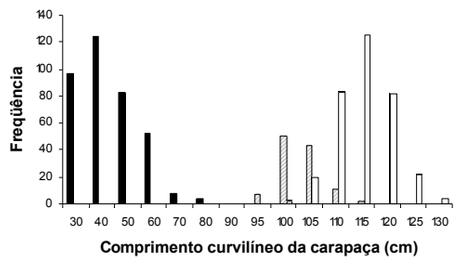


Figura 1. Distribuição das freqüências absolutas dos comprimentos curvilíneos da carapaça (cm) de *Chelonia mydas* capturadas durante as temporadas reprodutivas de 2002 a 2006, no Atol das Rocas-RN (*n=812*). *Barras pretas* = sexos indeterminados; *Barras sombreadas* = machos; *Barras brancas* = fêmeas.

Com relação as variáveis mensuradas pode-se observar que os jovens apresentaram os menores valores médios, seguido dos machos e das fêmeas, as quais apresentaram os maiores valores médios (Tab. 1). Todavia, os jovens de *C. mydas* apresentaram altos coeficientes de variação (CCC = 23%; LCC = 24%; kg = 70%), indicando grande variabilidade entre seus indivíduos, se comparado com os adultos, que por sua vez apresentaram baixo coeficiente de variação (CCC = 4%; LCC = 5%; kg = 12%), demonstrando uma estrutura de população mais homogênea em relação às mesmas variáveis.

Tabela 1. Amplitude, média e desvio padrão dos parâmetros morfométricos de *Chelonia mydas* capturadas durante as temporadas reprodutivas de 2002 a 2006, no Atol das Rocas-RN (*n=812*). *CCC* = comprimento curvilíneo carapaça; *LCC* = largura curvilínea carapaça; *CRC* = comprimento retilíneo carapaça; *LRC* = largura retilínea carapaça; *s.d.*= desvio padrão; *n* = número de capturas.

Parâmetros Mensurados	*Chelonia mydas*								
	Sexos Indeterminados			Machos			Fêmeas		
	Range	Mean ± s.d.	n	Range	Mean ± s.d.	n	Range	Mean ± s.d.	n
CCC	29,5-86 cm	48 ± 11 cm	368	94-118 cm	106 ± 4 cm	113	96-130cm	113 ± 5 cm	331
LCC	25-76,5 cm	43 ± 10 cm	368	76,5-109,5 cm	97 ± 5 cm	113	92-117,5cm	105,5 ± 5 cm	331
CRC	30-65,5 cm	31 ± 22 cm	58	71-107 cm	99 ± 6 cm	45	92-115 cm	105,5 ± 5cm	38
LRC	23,5-53 cm	25 ± 18 cm	58	69-96 cm	79 ± 6 cm	45	73-92,5 cm	83,5 ± 4,5 cm	38
Peso	2-41 kg	14 ± 10 kg	80	95-176 kg	134 ± 14 kg	62	121-191 kg	147 ± 18 kg	51

As relações peso-comprimento curvilíneo e largura curvilínea-comprimento curvilíneo dos jovens (classes de tamanho: 29,5 - 86 cm), foram descritas pelas equações: $y = 5E\text{-}05\ x^{3,2026}$ (R^2 = 0,9508) n=80; e $y = 0,8986x - 0,3588$ (R^2 = 0,9616) n=368, respectivamente. Os mesmos modelos de relações para os indivíduos adultos (machos e fêmeas agrupados; classes de tamanho: 94-130 cm) foram expressos por: $y = 0,2888x^{1,3171}$(R^2 = 0,4004) n=113; e $y = 0,8133x + 12,833$ (R^2 = 0,6252) n=444, respectivamente. De maneira geral, as tendências observadas foram *alométricas.* Entretanto, para os adultos o coeficiente alométrico "*b*" da relação peso-comprimento apresentou valor maior que 1, também com diferença significativa (t=4,29; p<0,001) para isometria, mas demonstrando uma desproporcionalidade acentuada para o incremento do peso quando associado ao comprimento. A única exceção à condição alométrica foi observada para os jovens, cujo coeficiente alométrico "*b*" da relação peso-comprimento não apresentou diferenças significativas, aceitando a hipótese nula de *isometria*.

Os indivíduos de sexo indeterminado correspondentes à população de jovens, apresentaram maiores valores para o fator de condição (*k* =0,426), enquanto para os adultos foi registrada menor condição (machos com *k* =0,005; e fêmeas com *k* = 0,113). A situação analisada confirma o uso do Atol das Rocas como importante área, tanto para a alimentação dos jovens durante o período de crescimento e desenvolvimento, como para a população adulta que utiliza o mesmo local para cópula e nidificação durante a temporada reprodutiva.

REFERÊNCIAS

ANDERSON, O. R. & NEUMANN, R. M. 1996. Length, wieght and associated structural indices, p. 447-482 *In*: NIELSEN, L. A. & JOHNSON D. L. (Eds). ***Fisheries Techniques***. Bethesda, American Fisheries Society, 732p.

BELLINI, C. & SANCHES, T. M. 1993. Observações, marcação, captura e recaptura de tartarugas marinhas - através de mergulhos – no Arquipélago de Fernando de Noronha/PE, entre janeiro de 1991 e março de 1993. *In*: ***REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 45***. Recife. Anais..., Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 523p.

BEYER, J. E. 1987. On length-weight relationships. Part I: Computing the mean weight of the fish of given length class. ***Fishbyte***. Manila, 5:11-13.

GALLO, B. M.G.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. B.; BECKER, J. H.; BARATA, P.C.R. 2006. Sea Turtle Conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a Feeding Area with Incidental Capture in Coastal Fisheries. ***Chelonian Conservation and Biology***, 5(1):93-101.

GOULD, S. J. 1966. Allometry and size in ontogeny and phylogeny. ***Biological Reviews*** 41: 587-640.

LE CREN, E. D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycles in gonad weight and conditions in the perch *Perca fluviatilis*. ***Journal of Animal Ecology***. London, 20(2):201-219.

MARCOVALDI, M. A & MARCOVALDI, G. G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. ***Biological Conservation***. 91:35-41.

REISS, M. J. 1989. ***The allometry of growth and reproduction***. Cambridge: Cambridge University Press

ZAR, J. H. 1984. ***Biostatistical analysis***. New Jersey, Prentice Hall, 718 p.

PRIMEIRO RELATO DE FIBROPAPILOMATOSE NA BACIA DE CAMPOS – RJ

Fabio de Oliveira Monteiro[1]; Daphne Wrobel Goldberg[2]; Silvia Bahadian Moreira[3]; Luiz Cesar Cavalcanti Pereira da Silva[1]; Wellington Bandeira[3]; Juçara Wanderlinde[4].

1Médico Veterinário; Mestre em Cirurgia e Clínica Veterinária; Faculdade de Veterinária, Universidade Federal Fluminense, RJ, fomonteiro@gmail.com; 2Médico Veterinário; Mestre em Clínica e Reprodução Animal, Faculdade de Veterinária, Universidade Federal Fluminense, daphwrobel@yahoo.com.br; 3Médico Veterinário; Mestrando em Clínica e Reprodução Animal, Faculdade de Veterinária, Universidade Federal Fluminense; 4Fundação Pro-Tamar; ju@tamar.org.br.

A fibropapilomatose é uma doença caracterizada pela presença de tumorações localizadas ou de aspecto disseminado, com etiologia não definida. Diversas causas têm sido propostas, como a ação de vírus ou toxinas. A espécie mais comumente acometida é a *Chelonia mydas*, entretanto, há relatos de fibropapilomatose em outras espécies de tartarugas marinhas.

Em maio de 2005 uma *C. mydas* jovem e intensamente debilitada foi encontrada encalhada na praia do Farol, localizada no Farol de São Thomé, Campos dos Goytacazes, RJ. O animal apresentava nódulos cutâneos irregulares de tamanho variável disseminados pelo corpo medindo o maior cerca de 8 cm . A tartaruga recebeu atendimento médico veterinário, sendo reabilitada em 7 dias. Depois de estabilizado, o animal foi submetido a cirurgia para excisão dos tumores. A ablação dos nódulos com o auxílio de um termocautério foi realizada sob anestesia geral inalatória e bloqueios regionais com anestésico local, sendo a área previamente preparada pela técnica assepsia e antissepsia. Cerca de 6 horas após o término do procedimento, o animal evoluiu a óbito e foi realizada a necrópsia do mesmo



Figura 1: Retirada cirúrgica de fibropapilomas cutâneos em *Chelonia mydas*.

Macroscopicamente, o fígado, baço e pâncreas apresentavam-se congestos e aumentados, e o pulmão apresentava estruturas nodulares firmes de coloração esbranquiçada com cerca de 0,5 cm, de aspecto compatível a nódulos de fibropapilomatose pulmonar. Foram coletadas amostras de diversos órgãos e vários nódulos papilomatosos, sendo as peças acondicionadas em frascos de vidro com formol 10% e enviadas para a realização de exame histopatológico pelas técnicas de rotina.



Figura 2: *Chelonia mydas* sob anestesia inalatória durante a retirada cirúrgica de fibropapilomas.

À microscopia foram observados nódulos papilomatosos, com proliferação exofítica de epitélio escamoso estratificado hiperqueratótico, hiperplasia epidérmica papilomatosa com projeções digitiformes para a derme e sustentação de tecido fibrovascular, característicos de papiloma. Em vários focos foram evidenciados vacúolos da camada basal do epitélio, formando vesículas nesta região. O baço apresentou congestão e aspecto reacional. O fígado encontrou-se congesto, com sinusóides hepáticos dilatados e presença de hemácias. Além disso, alguns hepatócitos apresentaram vacúolos. O pâncreas apresentou congestão, e no coração foram observados focos circunscritos de infiltrado inflamatório de mononucleares e polimorfonucleares. As peças de pulmão que continham os nódulos observados macroscopicamente não foram encontradas e, portanto, a análise microscópica dos nódulos não pôde ser realizada.

Com base nos achados acima descritos, este caso caracteriza o primeiro relato de fibropapilomatose cutânea e o primeiro achado macroscópico sugestivo de fibropapilomatose visceral pulmonar em *C. mydas* na bacia de Campos/RJ.

ESTUDO DE VARIABILIDADE DA REGIÃO CONTROLE DO DNAmit DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) DE ÁREAS DE DESOVA NOS ESTADOS DO RIO DE JANEIRO E SERGIPE

Reis[1], E.C.; Albano[2], R.M.; Lôbo-Hajdu[3], G.; Marcovaldi[4], M.A.; Soares[5], L.

[1,3] Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Biologia Celular e Genética, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier, 524 - PHLC - Sala 205, 20.550-013, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ.
est.cardinot@gmail.com
[2] Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Bioquímica, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Av. 28 de setembro, 87 fundos - 4º andar, 20.551-013, Vila Isabel, Rio de Janeiro, RJ.
[4,5] Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, Projeto TAMAR-IBAMA, Cx. postal 2219, Rio Vermelho, 41.950-970, Salvador, BA.

RESUMO

A tartaruga marinha da espécie *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) é considerada ameaçada de extinção ou vulnerável, tanto por órgãos ambientais nacionais quanto internacionais. No Brasil, a espécie é encontrada do litoral norte do Rio de Janeiro até o litoral do Ceará, sendo considerada a mais abundante em relação ao número de desovas. Ainda assim, faltam estudos detalhados da estrutura de suas populações. Dentro deste contexto, o presente estudo tem como objetivo caracterizar a estrutura genética das populações da Bacia de Campos - RJ e Pirambu - SE, sendo este o primeiro projeto para tais bases do TAMAR-IBAMA. Foram analisados fragmentos de aproximadamente 420 pares de bases da região controle do DNA mitocondrial (DNAmit) ou *D-loop* de 63 espécimes de *C. caretta* das temporadas de desova de 2004/2005 e 2005/2006. Após o recebimento das amostras, estas tiveram seu DNA genômico total extraído com tampão de lise contendo CTAB 2% e a região de *D-loop* foi amplificada para posterior purificação e seqüenciamento em MegaBACE 1000. Após edição e análise das seqüências por programas computacionais, foram encontrados os haplótipos CC-A4 (85,71%), CC-A24 (6,35%) e um haplótipo de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), que se convencionou chamar de CCxLO (7,94%), revelando o hibridismo entre tais espécies.

Palavras-chave: *D-loop*, hibridismo, tartaruga cabeçuda.

INTRODUÇÃO

A tartaruga marinha da espécie *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), popularmente conhecida como cabeçuda, pertencente à família Cheloniidae, é considerada espécie ameaçada de extinção pela CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna*), assim como pela NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), e espécie vulnerável pela IUCN (*The World Conservation Union*) e pelo MMA (Ministério do Meio Ambiente). Assim como as demais espécies, apresenta um ciclo de vida longo e complexo, envolvendo migrações transoceânicas, alternância de hábitats e de alimentação. A maioria das áreas de desova localiza-se em regiões subtropicais. No Brasil, a espécie é encontrada do norte do litoral do Rio de Janeiro até o litoral do Ceará, sendo considerada a mais abundante em relação ao número de desovas, que ocorrem em maior concentração nas praias dos estados do Espírito Santo e Bahia. Ainda assim, poucos estudos até hoje enfocaram o estudo genético de populações *a priori* brasileiras de *C. caretta*.

Dentro deste contexto, o presente estudo tem como objetivo caracterizar a estrutura genética das populações de *C. caretta* da Bacia de Campos - RJ e Pirambu - SE, sendo este o primeiro projeto para tais bases do TAMAR-IBAMA. Sua estrutura genética é caracterizada através da análise da diversidade de haplótipos de região controle do DNA mitocondrial (DNAmit) ou *D-loop*, um marcador de matrilinhagem, de evolução rápida e amplamente utilizado para estudos populacionais, das fêmeas que desovam nestas áreas. O conhecimento da diversidade haplotípica destas populações permitirá uma maior eficácia de manejo e conservação da espécie no Brasil e conseqüentemente contribuirá para uma maior proteção global destes animais.

Este estudo é parte do Projeto Mamíferos e Quelônios Marinhos coordenado e financiado pela Gerência de Avaliação e Monitoramento Ambiental do Centro de Pesquisas da PETROBRAS (CENPES) e conta com a parceria e apoio do Projeto TAMAR-IBAMA.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de tecido de 63 fêmeas de *C. caretta* foram coletadas em praias do litoral norte do estado do Rio de Janeiro - Bacia de Campos (N = 49) e Sergipe - Pirambu (N = 14), monitoradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante suas atividades rotineiras de conservação nas temporadas de desova de 2004/2005 e 2005/2006. O material foi então acondicionado em frascos contendo etanol 70% e enviados ao Laboratório de Genética Marinha (LGMar) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

A extração do DNA genômico total foi realizada segundo protocolo modificado de DAMATO & CORACH (1996) e faz uso de tampão de lise contendo brometo de cetiltrimetilamônio (CTAB 2% / 100 mM Tris-Cl pH 8,0 / 20 mM EDTA / 1,4 M NaCl). Em seguida, este foi quantificado em gel de agarose 0,8% visualizado após incubação em brometo de etídeo (0,6 • g/mL). A amplificação da região controle do DNAmit ou *D-loop* (BOWEN *et al.*, 1994; BOWEN *et al.*, 1995) foi realizada através da técnica de Reação em Cadeia da Polimerase (PCR; MULLIS & FALOONA, 1987), utilizando-se os *primers* LCM15382 (Abreu-Grobois, comunicação pessoal 2005) e HDCM1 (ALLARD *et al.*, 1994). O fragmento amplificado foi, em seguida, purificado utilizando-se *GFX™ PCR DNA and gel band purification kit* (GE Healthcare), seguindo as recomendações do fabricante. O seqüenciamento foi realizado utilizando-se *ET Dye terminator cycle sequence kit* (Amersham Biosciences) conforme especificações para uso no seqüenciador automático MegaBace 1000. As seqüências foram geradas pelo menos quatro vezes tanto no sentido senso quanto no anti-senso. Para cada amostra, a seqüência consenso foi gerada através dos programas *CAP3 Sequence Assembly Program* (HUANG & MADAN, 1999) e *BioEdit Sequence Alignment Editor* versão 7.0.1. Os haplótipos foram definidos a partir da comparação com os já depositados em bancos de dados, como o *Archie Carr Center for Sea Turtle Research* (ACCSTR). Neste, encontram-se depositados 41 haplótipos da região controle do DNAmit para *C. caretta* do Atlântico e Mediterrâneo.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Após alinhamento e edição das seqüências geradas das 63 amostras, estas foram comparadas e identificadas segundo as seqüências de haplótipos já depositadas em bancos de dados. A freqüência dos haplótipos encontrados foi definida por região estudada (Rio de Janeiro e Sergipe), primeiro separadamente e depois em conjunto (Tab.1). Separadamente, as amostras do Rio de Janeiro - Bacia de Campos (N = 49) são representantes do haplótipo CC-A4 em 100% de sua amostragem. As novidades ficam por conta das amostras de Sergipe - Pirambu (N = 14), das quais cinco apresentam haplótipo convencionalmente chamado CCxLO, de espécimes considerados híbridos por apresentarem morfologia externa mais parecida com *C. caretta* e DNAmit de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829); quatro são representantes do haplótipo CC-A24 e as demais são representantes do CC-A4. A ocorrência de hibridismo entre *C. caretta* e *L. olivacea* na amostragem proveniente de Sergipe pode estar relacionada à sobreposição das duas espécies durante o período de reprodução e desova, já que nesta região encontra-se a maior população de *L. olivacea* no país.

Quando as duas áreas são analisadas em conjunto, 85,71% das amostras são representantes do haplótipo CC-A4, 6,35% do CC-A24 e 7,94% de híbridos, convencionalmente chamados CCxLO (Tab.1). Este resultado mostra semelhança estatística (P = 0,05) com o de SOARES (2004, dados não publicados), para as bases da Bahia e Espírito Santo, corroborando a hipótese de que as populações de *C. caretta* em áreas de desova do Brasil apresentam um perfil haplotípico distinto do das demais regiões do mundo.

Tabela 1 - Freqüência dos haplótipos encontrados para as localidades de Rio de Janeiro (Bacia de Campos) e Sergipe (Pirambu), analisadas separadamente e em conjunto. Onde: N = número amostral; % = porcentagem; RJ = Rio de Janeiro; SE = Sergipe.

Haplótipos	RJ (N)	RJ (%)	SE (N)	SE (%)	RJ+SE (N)	RJ+SE (%)
CC-A4	49	100	5	35,71	54	85,71
CC-A24	0	0	4	28,58	4	6,35
CCxLO	0	0	5	35,71	5	7,94
	Total = 49		Total = 14		Total = 63	

CONCLUSÕES

Pela análise destes resultados, pode-se afirmar que as populações do Rio de Janeiro e Sergipe apresentam perfis haplotípicos que as diferem. Enquanto a população da Bacia de Campos - RJ mostra-se exclusivamente representada pelo haplótipo CC-A4, a população de Sergipe apresenta maior variação, com a ocorrência também do haplótipo CC-A24 e de um haplótipo de *L. olivacea* (CCxLO), revelando a ocorrência de hibridismo entre estas duas espécies nesta localidade. Este fato está provavelmente associado à grande ocorrência de *L. olivacea* em Sergipe e a uma possível sobreposição de áreas de reprodução e desova entre estas duas espécies.

A ocorrência de híbridos entre espécies de tartarugas marinhas é um fato recorrente na literatura, tendo sido primeiramente mencionada por CONCEIÇÃO *et al.* (1990). Entretanto, o hibridismo entre *C. caretta* e *L. olivacea* não foi reportado por SOARES (2004, dados não publicados), sendo este o primeiro registro para o Brasil.

Avaliando-se conjuntamente Rio de Janeiro e Sergipe, a análise estatística do presente trabalho corrobora os dados apresentados por SOARES (2004, dados não publicados). Isto indica que tais populações apresentam um perfil haplotípico característico de populações brasileiras.

REFERÊNCIAS

ACCSTR - *Archie Carr Center for Sea Turtle Research*. (http://www.accstr.ufl.edu/ccmtdna.html). Página acessada em dezembro de 2006.

ALLARD, MW; MIYAMOTO, MM; BJORNDAL, KA; BOLTEN, AB & BOWEN BW (1994). Support for natal homing in green turtles from mitochondrial DNA sequences. *Copeia*. P 34-41.

BIOEDIT - *BioEdit Sequence Alignment Editor v7.0.1*. Copyright© 1997-2004, Tom Hall. Isis Pharmaceuticals, Inc. (http://www.mbio.ncsu.edu/BioEdit/bioedit.html).

BOWEN, BW & AVISE, JC (1995). Conservation Genetics of Marine Turtles. Conservation Genetics: Case histories from nature. P 190-235, Chapman and Hall, New York.

BOWEN, BW; KAMEZAKI, N; LIMPUS, CL; HUGHES, GH; MEYLAN, AB & AVISE, JC (1994). Global phylogeography of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) as indicated by mitochondrial DNA haplotypes. *Evolution*, 48:1820-1828.

CITES - *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna* (apêndice I). (www.cites.org). Página acessada em dezembro de 2006.

CONCEIÇÃO, MB; LEVY, JA & MARCOVALDI, MA (1990). Eletrophoretic characterization of a hybrid between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* (Cheloniidae). *Comparative Biochemistry and Physiology*, B 97:275-278.

DAMATO, ME & CORACH, D (1996). Genetic diversity of populations of the freshwater shrimp *Macrobrachium borelli* (Cardidea, Palaemonidae) evaluated by RAPD analysis. *Journal of Crustacean Biology*, 16:650-655.

HUANG, X & MADAN, A (1999). CAP3: A DNA sequence assembly program. *Genome Research*, 9: 868-877.

IUCN - *The World Conservation Union*. (www.iucn.org). Página acessada em dezembro de 2006.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Espécies ameaçadas. (www.mma.gov.br). Página acessada em dezembro de 2006.

MULLIS, KB & FALOONA, F (1987). Specific synthesis of DNA *in vitro* via a polymerase catalyzed chain reaction. *Methods in Enzymology*, 155:335-350.

NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration*. (www.noaa.org). Página acessada em dezembro de 2006.

SOARES, LS (2004). O uso da análise genética da região controle do mtDNA na identificação das populações de tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*, Linnaeus 1758) nas áreas de desova e captura incidental no litoral brasileiro. Tese para obtenção do título de Mestre em Zoologia. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Belo Horizonte. Brasil.

SISTEMA DE RASTREAMENTO DE HAPLÓTIPOS DA REGIÃO CONTROLE DO DNAmit DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) BASEADO NA TÉCNICA COMBINADA DE PCR-SSCP

Reis[1], E.C.; Albano[2], R.M.; Lôbo-Hajdu[3], G.; Soares[4], L.

[1,3] *Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Biologia Celular e Genética, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rua São Francisco Xavier, 524 - PHLC - Sala 205, 20.550-013, Maracanã, Rio de Janeiro, RJ. est.cardinot@gmail.com*
[2] *Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Bioquímica, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Av. 28 de setembro, 87 fundos - 4º andar, 20.551-013, Vila Isabel, Rio de Janeiro, RJ.*
[4] *Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, Projeto TAMAR-IBAMA, Cx. postal 2219, Rio Vermelho, 41.950-970, Salvador, BA.*

RESUMO

A região controle do DNA mitocondrial ou *D-loop* de tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) de áreas de desova dos estados do Rio de Janeiro e Sergipe é analisada corriqueiramente através de seqüenciamento pelo Laboratório de Genética Marinha (LGMar) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) num projeto de caracterização genética das populações de tartarugas marinhas no litoral brasileiro desenvolvido em parceria com o Projeto TAMAR-IBAMA. O objetivo do presente estudo é buscar um sistema de rastreamento dos haplótipos de *D-loop* das tartarugas desta espécie através de uma técnica mais simples, barata e rápida que possa ser empregada por laboratórios que não disponham do serviço de seqüenciamento. A técnica combinada de PCR-SSCP (Reação em Cadeia da Polimerase e Polimorfismo de Conformação de Fita Simples) foi escolhida para este fim por apresentar estas características. Foram utilizados 10 espécimes representantes dos três diferentes haplótipos previamente encontrados para os estados do Rio de Janeiro e Sergipe - CC-A4, CC-A24 e CCxLO. O padrão de bandas de cada haplótipo gerado por SSCP é nitidamente distinto, o que mostra que a técnica é sensível e que pode ser seguramente utilizada como forma de rastreamento dos haplótipos de *D-loop* de *C. caretta*.

Palavras-chave: *D-loop*, polimorfismo, tartaruga cabeçuda.

INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas de modo geral apresentam um ciclo de vida longo e complexo, envolvendo migrações transoceânicas, alternância de hábitats e de alimentação. Até os séculos XVIII e XIX, estas foram muito abundantes nos mares tropicais e subtropicais. Entretanto, a ação antrópica caracterizada pela pesca comercial, a captura acidental, a destruição de hábitats de reprodução, descanso e alimentação e, mais recentemente, a contaminação dos mares tem determinado a condição atual de ameaça às populações de tartarugas marinhas e de extinção de muitas delas (LUTZ & MUSICK, 1996). Por este motivo, em todo o mundo, têm sido realizados estudos de modo a esclarecer dúvidas sobre seu ciclo de vida, comportamento, estrutura de populações, e auxiliar desta maneira na determinação de estratégias regionais e globais de manejo e conservação destes organismos. As ferramentas mais recentes utilizadas com esta finalidade têm sido a telemetria e a genética. Entretanto, estas exigem altos investimentos financeiros, o que ainda é inviável para muitos laboratórios.

No presente estudo, foi enfocada a espécie *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) ou cabeçuda, como é popularmente conhecida, por ser considerada a mais abundante em relação ao número de desovas no litoral brasileiro, assim como pelo estado de ameaça de extinção ou vulnerabilidade em que se encontra - CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna*), NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), IUCN (*The World Conservation Union*) e MMA (Ministério do Meio Ambiente).

A região controle do DNA mitocondrial (DNAmit) ou *D-loop* de tartarugas desta espécie de áreas de desova dos estados do Rio de Janeiro e Sergipe é analisada corriqueiramente através de seqüenciamento pelo Laboratório de Genética Marinha (LGMar) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) num projeto de caracterização genética das populações de

tartarugas marinhas no litoral brasileiro desenvolvido em parceria com o Projeto TAMAR-IBAMA.

O objetivo do presente estudo é buscar um sistema de rastreamento dos haplótipos de *D-loop* de *C. caretta* através de uma técnica mais simples, barata e rápida que possa ser empregada por laboratórios que não disponham do serviço de seqüenciamento. A técnica combinada de PCR-SSCP (Reação em Cadeia da Polimerase e Polimorfismo de Conformação de Fita Simples) foi escolhida para este fim por apresentar estas características.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de tecido de fêmeas de *C. caretta* foram coletadas em praias de desova do litoral norte do estado do Rio de Janeiro (Bacia de Campos) e Sergipe (Pirambu), monitoradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante suas atividades rotineiras de conservação. O material foi então acondicionado em frascos contendo etanol 70% e enviados ao LGMar na UERJ.

A extração do DNA genômico total foi realizada segundo protocolo modificado de DAMATO & CORACH (1996) e faz uso de tampão de lise contendo brometo de cetiltrimetilamônio (CTAB 2% / 100 mM Tris-Cl pH 8,0 / 20 mM EDTA / 1,4 M NaCl). Em seguida, este foi quantificado em gel de agarose 0,8% visualizado após incubação em brometo de etídeo (0,6 µg/mL). A amplificação da região controle do DNAmit ou *D-loop* (BOWEN *et al.*, 1994; BOWEN *et al.*, 1995) foi realizada através da técnica de Reação em Cadeia da Polimerase (PCR; MULLIS & FALOONA, 1987), utilizando-se os *primers* LCM15382 (Abreu-Grobois, comunicação pessoal 2005) e H599 (LAURENT *et al.*, 1998). Um fragmento de cerca de 800 pares de bases foi amplificado e, em seguida, purificado utilizando-se *GFX™ PCR DNA and gel band purification kit* (GE Healthcare), seguindo as recomendações do fabricante. O seqüenciamento foi realizado utilizando-se *ET Dye terminator cycle sequence kit* (Amersham Biosciences) conforme especificações para uso no seqüenciador automático MegaBace 1000. As seqüências foram geradas pelo menos quatro vezes tanto no sentido senso quanto no anti-senso. Para cada amostra, a seqüência consenso foi gerada através dos programas *CAP3 Sequence Assembly Program* (HUANG & MADAN, 1999) e *BioEdit Sequence Alignment Editor* versão 7.0.1 (http://www.mbio.ncsu.edu/BioEdit/bioedit.html). Os haplótipos foram definidos a partir da comparação com os já depositados em bancos de dados, como o *Archie Carr Center for Sea Turtle Research* (ACCSTR - http://www.accstr.ufl.edu/ccmtdna.html). Neste, encontram-se depositados 41 haplótipos da região controle do DNAmit para *C. caretta* do Atlântico e Mediterrâneo.

Para a validação da técnica combinada de PCR-SSCP no rastreamento de haplótipos de *D-loop* de *C. caretta* foram utilizadas 10 amostras representantes dos três diferentes haplótipos previamente encontrados para os estados do Rio de Janeiro e Sergipe - dois de CC-A4, quatro de CC-A24 e quatro de CCxLO, considerados híbridos por apresentarem morfologia externa mais parecida com *C. caretta* e DNAmit de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). Os produtos purificados foram então submetidos à técnica de SSCP (ORITA *et al.*, 1989) e analisados em gel não desnaturante de poliacrilamida 8%, sendo visualizados por coloração com nitrato de prata (BASSAM *et al.*, 1991). As mutações acumuladas por cada indivíduo são detectadas pelo re-pareamento interno de cada fita simples, que apresenta uma conformação própria dependendo da seqüência dos nucleotídeos e de quantas mutações foram acumuladas durante o processo evolutivo (ORTI *et al.*, 1997; SUNNUCKS *et al.*, 2000). Os padrões de migração são diferentes para cada fita e apresentam precisão de distinção das conformações da ordem de um único nucleotídeo no gel de poliacrilamida não-desnaturante.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A extração de DNA genômico total com tampão de lise contendo CTAB 2% foi satisfatória, obtendo-se DNA de alto peso molecular (Fig.1a). Na amplificação por PCR, foram obtidos fragmentos em torno de 800 pares de bases, posteriormente purificados (Fig.1b), o que reduz a interferência de ruídos tanto na análise do seqüenciamento quanto na do SSCP, garantindo a maior confiabilidade dos resultados obtidos. Após coloração com nitrato de prata, a eletroforese em gel não desnaturante de poliacrilamida 8% das 10 amostras revelou a ocorrência de três padrões de bandas distintos (Fig.2), separando os representantes analisados dos haplótipos: CC-A4, CC-A24 e CCxLO. Os dois primeiros são haplótipos de *C. caretta* ao passo que o

terceiro é um haplótipo de *L. olivacea*, mostrando a ocorrência de hibridismo entre estas espécies.

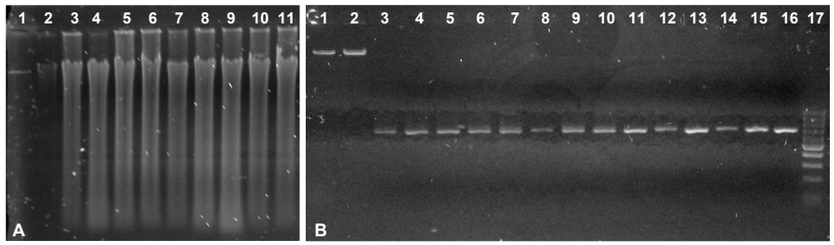


Figura 1(a) - Quantificação do DNA genômico total em gel de agarose 0,8% após procedimento de extração. *Slots*: (1) padrão de concentração de DNA de bacteriófago lambda 10 ng; (2) padrão de concentração de DNA de bacteriófago lambda 20 ng; (3-11) DNA de diferentes amostras de *Caretta caretta*. **1(b)** - Visualização da purificação dos produtos amplificados em gel de agarose 1,5%. *Slots*: (1) padrão de concentração de DNA de bacteriófago lambda 50 ng; (2) padrão de concentração de DNA de bacteriófago lambda 100 ng; (3-16) produtos amplificados de diferentes amostras de *C. caretta*; (17) Marcador de tamanho de fragmento Gene Ruler 100 pb DNA *ladder*: 1031, 900, 800, 700, 600, 500, 400, 300, 200, 100 e 80 pares de bases.

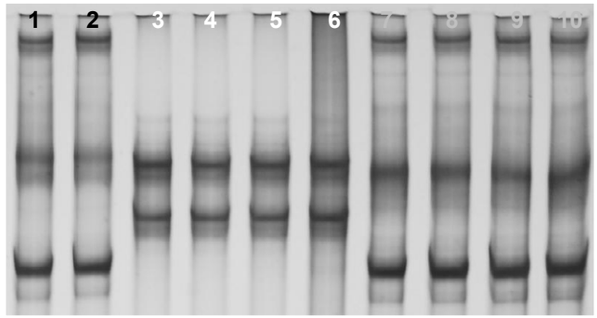


Figura 2 - Foto do gel não desnaturante de poliacrilamida 8% para SSCP da região controle do DNAmit de tartarugas da espécie *Caretta caretta*, indicando a ocorrência de 3 haplótipos. Estes são mostrados pelas cores preta, branca e cinza. *Slots*: (1-2) haplótipo CC-A4; (3-6) haplótipo CCxLO; (7-10) haplótipo CC-A24.

CONCLUSÕES

Esse resultado indica que a técnica combinada de PCR-SSCP aplicada a região controle do DNAmit ou *D-loop* de *C. caretta* é eficaz na distinção de seus haplótipos. Como também foi eficiente na separação de CCxLO, haplótipo representante de outra espécie, pode-se inferir que a técnica permite separar haplótipos de outras espécies. Esta técnica simples, barata e rápida poderá ser então utilizada por laboratórios de pesquisa de tartarugas marinhas que não disponham do serviço de seqüenciamento ou mesmo para permitir uma triagem inicial das amostras a serem posteriormente seqüenciadas.

AGRADECIMENTOS

Especial agradecimento à Gerência de Avaliação e Monitoramento Ambiental do Centro de Pesquisas da PETROBRAS pela coordenação e financiamento do Projeto Mamíferos e Quelônios Marinhos, do qual este faz parte. Também aos membros do Projeto TAMAR-IBAMA e Fundação Pró-TAMAR pelo fornecimento das amostras e apoio.

REFERÊNCIAS

ACCSTR - *Archie Carr Center for Sea Turtle Research*. (http://www.accstr.ufl.edu/ccmtdna.html). Página acessada em dezembro de 2006.

BASSAM, BJ; CAETANO-ANOLLES, G & GRESSHOFF, PM (1991). Fast and sensitive silver staining of DNA in polyacrilamide gels. In: Anal. Biochem. 196 (1), 80-83.

BIOEDIT - *BioEdit Sequence Alignment Editor v7.0.1*. Copyright© 1997-2004, Tom Hall. Isis Pharmaceuticals, Inc. (http://www.mbio.ncsu.edu/BioEdit/bioedit.html).

BOWEN, BW & AVISE, JC (1995). Conservation Genetics of Marine Turtles. Conservation Genetics: Case histories from nature. P 190-235, Chapman and Hall, New York.

BOWEN, BW; KAMEZAKI, N; LIMPUS, CL; HUGHES, GH; MEYLAN, AB & AVISE, JC (1994). Global phylogeography of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) as indicated by mitochondrial DNA haplotypes. Evolution, 48:1820-1828.

CITES - *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna* (apêndice I). (www.cites.org). Página acessada em dezembro de 2006.

DAMATO, ME & CORACH, D (1996). Genetic diversity of populations of the freshwater shrimp *Macrobrachium borelli* (Cardidea, Palaemonidae) evaluated by RAPD analysis. J. Crust. Biol. 16:650-655.

HUANG, X & MADAN, A (1999). CAP3: A DNA sequence assembly program. Genome Res., 9: 868-877. (http://pbil.univ lyon1.fr/cap3.php).

IUCN - *The World Conservation Union*. (www.iucn.org). Página acessada em dezembro de 2006.

LAURENT, L; CASALE, P; BRADAI, MN; GODLEY, BJ; GEROSA, G; BRODERICK, AC; SCHROTH, W; SCHIERWATER, B; LEVY, AM; FREGGI, D; ABD EL-MAWLA, EM; HADOUD, DA; GOMATI, HE; DOMINGO, M; HADJICHRISTOPHOROU, M; KORNARAKY, L; DEMIRAYAK, K & GAUTIER, CH (1998). Molecular resolution of marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. Molecular Ecology, 7:1529-1542.

LUTZ, PL & MUSICK, JA (1996). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, Fla. CRC Press.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. Espécies ameaçadas. (www.mma.gov.br). Página acessada em dezembro de 2006.

MULLIS, KB & FALOONA, F (1987). Specific synthesis of DNA *in vitro* via a polymerase catalyzed chain reaction. Methods in Enzymology, 155:335-350.

NOAA - *National Oceanic and Atmospheric Administration*. (www.noaa.org). Página acessada em dezembro de 2006.

ORITA, M; SUZUKI, Y; SEKIYA, T & HAYASHI, K (1989). Rapid and sensitive detection of point mutations and DNA polymorphisms using the polymerase chain reaction. Genomics 5, 874-879.

ORTI, G, HARE, MP & AVISE, JC (1997). Detection and isolation of nuclear haplotypes by PCR-SSCP. Mol. Ecol. 6, 575-580.

SUNNUCKS, P; WILSON, ACC; BEHEREGARAY, LB; ZENGER, K; FRENCH, J & TAYLOR, AC (2000). SSCP is not so difficult: the application and utility of single-stranded conformation polymorphism in evolutionary biology and molecular ecology. Molecular Ecology 9, 1699-1710.

DIVERSIDADE GENÉTICA DA REGIÃO CONTROLE DO DNAmit DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) DE ÁREAS DE DESOVA E CAPTURA INCIDENTAL NO LITORAL BRASILEIRO

Reis[1], E.C.; Albano[2], R.M.; Marcovaldi[3], M.A.; Soares[3], L. & Lôbo-Hajdu[1], G.

[1]*Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Biologia Celular e Genética, UERJ.* est.cardinot@gmail.com
[2]*Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Bioquímica, UERJ.*
[3]*Projeto TAMAR-IBAMA.*

A tartaruga marinha da espécie *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), popularmente conhecida como cabeçuda, é considerada espécie ameaçada de extinção pela IUCN (*The World Conservation Union*) e vulnerável pelo MMA (Ministério do Meio Ambiente). No Brasil, é a mais abundante em relação ao número de desovas, que ocorrem em maior concentração nos estados do Espírito Santo e Bahia. Ainda assim, faltam estudos detalhados da estrutura de suas populações. Dentro deste contexto, o presente estudo tem como objetivo caracterizar a estrutura genética, com base na variabilidade da região controle do DNA mitocondrial, das populações de desova do Rio de Janeiro - Bacia de Campos (N=66) e Sergipe - Pirambu (N=52) e de captura incidental do Rio Grande do Norte - Pipa (N=01) e Ceará - Almofala (N=01). Foram analisados fragmentos de aproximadamente 380pb de 120 espécimes de *C. caretta*. Fragmentos de tecido são mantidos em etanol 70%. Em seguida, são efetuados os procedimentos de extração de DNA genômico total, amplificação da região controle do DNAmit com os *primers* LCM15382 e H599 e purificação do produto amplificado. O seqüenciamento das amostras purificadas é realizado em seqüenciador automático MegaBACE1000. Após edição e análise das seqüências por programas computacionais, foram encontrados, para as áreas de desova, os haplótipos CC-A4 (100% RJ / 61,54% SE / 83,05% RJ+SE), CC-A24 (0% RJ / 11,54% SE / 5,08% RJ+SE) e um haplótipo convencionalmente chamado CCxLO (0% RJ / 26,92% SE / 11,87% RJ+SE), de espécimes considerados híbridos (F2 ou >F2) por apresentarem morfologia externa mais parecida com *C. caretta* e DNAmit de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829). A ocorrência de introgressão do genótipo mitocondrial de *L. olivacea* na população de desova de *C. caretta* foi observada em amostras provenientes de Sergipe, onde se encontra a maior população de *L. olivacea* do país, e pode estar relacionada à sobreposição das duas espécies durante o período de reprodução e desova. Quando consideradas separadamente, nota-se que as populações do Rio de Janeiro e Sergipe são bem distintas, apresentando os seguintes índices de diversidade molecular: diversidade gênica (*h*) de 0 e 0,2731+/-0,0816 e diversidade nucleotídica (π) de 0 e 0,000737+/-0,000907, respectivamente. Quando os híbridos são considerados na população de Sergipe, tais índices se elevam consideravelmente: *h* de 0,5460+/-0,0555 e π de 0,035780+/-0,018127. Tendo em vista que o haplótipo CC-A4 é encontrado exclusivamente no Brasil, tanto para áreas de desova quanto para captura incidental, e que o haplótipo CC-A24 difere deste por apenas uma substituição, os resultados obtidos corroboram a hipótese já demonstrada por Soares, 2004 de que as populações de *C. caretta* de áreas de desova do Brasil apresentam um perfil haplotípico distinto do das demais

regiões do mundo. Da mesma forma, a baixa diversidade nucleotídica sugere a ancestralidade comum dos haplótipos, tendo no CC-A4 a provável origem das populações brasileiras. Os haplótipos CC-A1 (Rio Grande do Norte) e CC-A17 (Ceará), pela primeira vez reportados para áreas de captura incidental no litoral brasileiro, foram encontrados inicialmente por Bolten *et al.* (1998) para populações de juvenis pelágicos de Açores e Madeira (CC-A1) e Madeira (CC-A17). Tal achado corrobora a hipótese levantada pelo mesmo autor de que, por meio de migrações transoceânicas, viveiros no Atlântico ocidental são fontes primárias de juvenis pelágicos para o Atlântico oriental. Desta forma, a costa nordeste do Brasil seria uma via de acesso para os filhotes nascidos na região do Caribe.

Agradecimentos
CAPES, SR2-UERJ, CENPES-PETROBRAS

CAPTURA INCIDENTAL DE TARTARUGAS MARINHAS NA PESCA ARTESANAL REGISTRADA PELO PROJETO TAMAR-IBAMA NO LITORAL NORTE DA BAHIA, BRASIL

Sales, G.[1]; Lopez, G.G.[2]; Santos, A.S.[2]; Vianna, P.[2]; Serafini, T.Z.[2]

1Centro TAMAR-IBAMA; 2Projeto TAMAR-IBAMA – Caixa Postal 2219 – Rio Vermelho – Salvador/BA – 40210-970.
gilsales@tamar.org.br

RESUMO

O litoral norte da Bahia é uma importante área de alimentação e desova de tartarugas marinhas. Durante o período de 2001 á 2006 foram coletadas informações de pescadores que capturaram tartarugas marinhas em suas redes e avisaram o Projeto TAMAR-IBAMA. Durante os anos de 2002 e 2003, foi realizado monitoramento de praia para avistagens de embarcações pesqueiras e encalhes de tartarugas mortas. Entre 2003 e 2005, foi monitorada uma rede de emalhe para determinação da captura por unidade de esforço. Capturas incidentais em redes de emalhe foram as mais registradas, sendo juvenis de *C. mydas* a espécie mais capturada. Foi encontrada uma relação positiva entre a presença de embarcações pesqueiras e encalhes de tartarugas mortas. Dados de CPUE e registros de capturas em redes de emalhe indicam que há uma grande variabilidade da captura incidental de tartarugas marinhas e uma forte e preocupante interação destas com as pescarias de emalhe no litoral norte da Bahia.

***Palavras chaves**: interação.*

INTRODUÇÃO

A interação com a pesca é hoje uma das principais ameaças às populações de tartarugas marinhas em todo o mundo (NRC, 1990). No Brasil, cinco das sete espécies são encontradas e utilizam a costa brasileira tanto para alimentação quanto para desova, sendo estas: *Chelonia mydas; Caretta caretta; Eretmochelys imbricata; Lepidochelys olivacea;* e *Dermochelys coriacea* (MARCOVALDI; MARCOVALDI, 1999). Registros de interação com a pesca de pequena e média escala no Brasil são conhecidos em diversas regiões (SILVA et al., 2004; LIMA, 2005), bem como com a pesca industrial (KOTAS et al., 2003; SALES et al., 2003). A partir de 2001, o Projeto TAMAR-IBAMA (Programa brasileiro para conservação das tartarugas marinhas) desenvolveu um plano específico para minimizar a captura incidental de tartarugas marinhas pela pesca na costa brasileira (MARCOVALDI et al., 2002). No litoral norte da Bahia a pesca costeira, sobre a plataforma continental, é praticada por embarcações na maior parte motorizadas, de pequeno e médio porte (até 16m) (OLAVO et al., 2005). O presente trabalho tem por objetivo registrar a captura incidental de tartarugas marinhas na pesca artesanal nesta região.

MATERIAIS E MÉTODOS

O litoral norte da Bahia apresenta uma extensão de cerca de 215km e umas das porções mais estreitas da plataforma continental brasileira. O Projeto TAMAR-IBAMA mantém quatro bases que realizam o monitoramento das tartarugas marinhas na região. Dentre as atividades é realizado o monitoramento da interação de tartarugas marinhas com a pesca. Durante o período de 2001 a 2006, foram coletadas informações de pescadores que capturaram tartarugas marinhas em suas redes e avisaram o Projeto TAMAR-IBAMA, ou registros feitos pelo próprio Projeto. Para cada registro foi caracterizada a arte de pesca (tipo, tamanho de malha, local de pesca, entre outras) e coletado os dados da tartaruga (espécie, comprimento e largura curvilínea da carapaça, condição do animal, entre outras). Entre 2002 e 2003 foi realizado monitoramento da costa para avistagem de embarcações de pesca e encalhes de tartarugas mortas em uma área de 125km, entre a foz do rio Sauipe (12º24'24''S/37º53'37''W) e a foz do rio Real (11º27'53''S/37º21'07''W), divisa dos estados da Bahia e Sergipe. As avistagens foram feitas a pé pela manhã, não sendo diferenciados os tipos de embarcações nem a arte de pesca. Entre setembro de 2003 e setembro 2005, foi monitorada uma rede de emalhar da Colônia Z-57 de Buraquinho (12º52'53''S/38º16'50''W), para determinação da Captura por Unidade de Esforço (CPUE) de tartarugas marinhas.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Durante o período de 2001 á 2005, quatro artes de pesca interagiram com tartarugas marinhas na região (Tab. 1). Destas, a pesca de rede emalhe foi a com maior índice de captura incidental (Tab. 1), sendo juvenis de *C. mydas* a espécie mais capturada (Fig. 1–A), a qual também interagiu com outras artes de pesca. Juvenis de *C. mydas* são muito abundantes na região, comumente avistados se alimentando nos recifes, onde normalmente são colocadas redes de emalhe, ocasionando um alto índice de captura. Capturas de *L. olivacea* foram de adultos (67,8±0,6; 61,0-75,3cm de CCC) predominantemente em redes de emalhe, além de uma fêmea adulta (61,0cm de CCC) capturada em anzol. *E. imbricata* e *C.caretta* foram registradas somente em redes de emalhe, a primeira por animais juvenis e adultos (77,1±20,0; 50,0-98,0cm de CCC) e a última por um macho adulto (113,5cm de CCC).

Tab. 1. Número de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA capturadas incidentalmente na pesca artesanal no litoral norte da Bahia entre 2001 e 2005.

Arte de Pesca	Espécie								Total
	C. mydas		*L. olivacea*		*E. imbricata*		*C. caretta*		
	Viva	Morta	Viva	Morta	Viva	Morta	Viva	Morta	
Anzol	1	-	1	-	-	-	-	-	2
Arrasto de Praia	6	-	-	-	-	-	-	-	6
Rede de Arrasto	1	-	-	-	-	-	-	-	1
Rede de Emalhe	8	34	4	3	2	4	-	1	55

Em relação ao tamanho de malha das redes, foram registradas malhas entre 3 e 40mm, compreendendo redes de nylon mono e multifilamento para capturas de peixes e lagostas, incluindo redes caçoeiras e raieras, esta última com tamanho de malha superior (35 e 40mm).

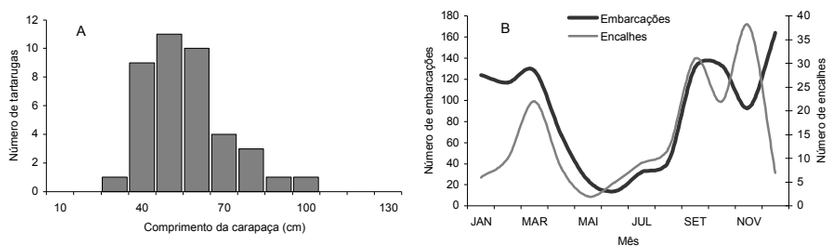


Fig. 1. A - Distribuição do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) de *C. mydas* capturadas em redes de emalhar (n=40); B – Distribuição ao longo do ano das avistagens de embarcações e tartarugas marinhas encalhadas em parte do litoral norte da Bahia entre 2002 e 2003.

Além das embarcações dos pescadores locais, foram observadas outras provenientes de portos como Valença e Ilhéus na Bahia e do estado de Sergipe. Grande parte delas atua na região para a pesca da lagosta utilizando redes de emalhe (caçoeira), principalmente entre os meses de junho e dezembro. Foi constatada uma relação positiva entre tartarugas encalhadas mortas e avistagens de embarcações pesqueiras, sendo esta significativa para o ano de 2002 ($F=6,865$; $p<0,05$; $r^2=0,41$) e não significativa para 2003 ($F=1,868$; $p>0,05$; $r^2=0,16$) (Fig. 2). A maior parte das avistagens de embarcações foi no período de primavera/verão (setembro á março), quando as mesmas provenientes de outras localidades atuam na região, bem como foi registrado o maior número de encalhes de tartarugas mortas (Fig. 1–B). Dados de CPUE obtidos através do monitoramento de uma rede de emalhe da Colônia Z-57 de Buraquinho, indicou uma captura de 0,003 tartarugas/km/h de rede naquele local. Este resultado indica que a captura incidental de tartarugas marinhas na região, varia muito em função do petrecho de pesca (tamanho da rede, malha e posição), local (diferenças na abundância das tartarugas nos pesqueiros) e esforço. Isto porque ao mesmo tempo em que se obteve um valor de CPUE muito baixo para um petrecho de pesca em um determinado local, foi registrado no dia 07-09-2004, 18 juvenis de *C. mydas* capturados em uma única rede de emalhe (raieira) na região de Itacimirim, litoral norte da Bahia.

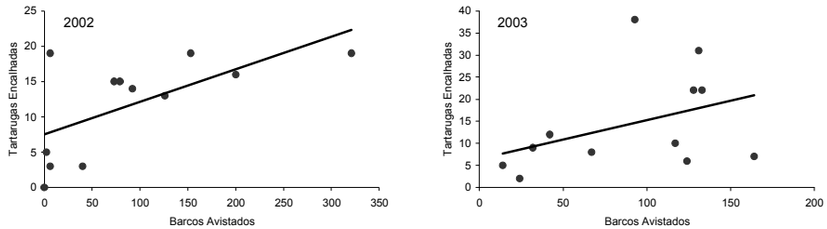


Fig. 2. Relação do número de embarcações avistadas e encalhes de tartarugas marinhas mortas nas praias em 2002 e 2003, no litoral norte da Bahia.

CONCLUSÕES

Dados de mortalidade de tartarugas marinhas a partir de encalhes de praia, indicam uma forte interação com a pesca, responsável por um número expressivo de animais mortos (entre 400 e 500) a cada ano no litoral norte da Bahia (Projeto TAMAR-IBAMA, não publicado).

Dessa forma, se faz necessárias ações que visem melhor dimensionar e minimizar a captura incidental de tartarugas marinhas no litoral norte da Bahia pela pesca artesanal, visto que a região é uma importante área de alimentação e desova de tartarugas marinhas (MARCOVALDI; MARCOVALDI, 1999). O Projeto TAMAR-IBAMA busca alternativas para minimizar o impacto causado pelas redes, como campanhas educativas à pescadores (MARCOVALDI et al., 2001) e fomentação de pescarias mais seletivas.

REFERÊNCIAS

KOTAS, J.E.; SANTOS S. dos; AZEVEDO V.G. de; GALLO B.M.G.; BARATA P.C.R. 2004. Incidental capture of loggerhead (Caretta caretta) and leatherback (Dermochelys coriacea) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. ***Fishery Bulletin***. Seattle: U.S.Department of Commerce. 102(2):393-399.

LIMA, E.H.S.M. 2003. Capturas acidentais de tartarugas marinhas nas comunidades de Almofala e Farol, município de Itarema-Ceará durante o ano de 2000. ***In: Resumos do 13 Encontro de Zoologia do Nordeste***, São Luiz. p.158.

MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI, G. G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. ***Biological Conservation***. 91:35-41.

MARCOVALDI, M.A.; THOMÉ, J.C.; SALES, G.; COELHO, A.C.; GALLO, B.; BELLINI, C. 2002. Brazilian Plan for Reduction of Incidental Sea Turtle Capture in Fisheries. ***Marine Turtle Newsletter***. 96:24-25.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1990. The decline of sea turtles: causes and prevention. ***National Academy of Science Press***, Washington. 259p.

OLAVO, G.; COSTA, P. A. S.; MARTINS, A. S. 2005. Caracterização da pesca de linha e dinâmica das frotas linheiras da Bahia, Brasil. ***In: COSTA, P. A. S.; MARTINS, A. S.; OLAVO, G. (Eds.) Pesca e potenciais de exploração de recursos vivos na região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira***. Rio de Janeiro: Museu Nacional. P. 13-34.

SALES, G.; GIFFONI, B.B.; MAURUTTO, G.; BRUNZIN, M. 2003. Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo- Brasil. ***In: Resúmenes del 1 Jornadas de Conservación y Uso Sustentable de la Fauna Marina***, Montevidéu. p. 65.

SILVA, A.C.C.D. da.; CASTILHOS, J.C. de.; OLIVEIRA, F.L. das C.; WEBER, M. I.; ROCHA, D.A. dos S. 2004. Avaliação da mortalidade da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* e de sua relação com atividades de pesca de camarão, região costeira de Sergipe, Brasil. ***In: Resumos do 1 Congresso Brasileiro de Oceanografia***, Itajaí. p.159.

MARCOVALDI, M.A.; GALLO, B.M.G.; LIMA, E.H.S.M; GODFREY, M.H. 2001. Nem tudo que cai na rede é peixe: An environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. ***Ocean Yearbook***, 15:246-256.

ETNOECOLOGIA SOBRE A TARTARUGA MARINHA E A SUA CAPTURA INCIDENTAL NA PESCA DE PEQUENA ESCALA: ESTUDO DE CASO NA PRAIA DA CANOA (BARRA VELHA/SC)

Silva[1], M.I. da; Fiedler[2], F.N.; Marenzi[1], R.C.

1 Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. Rua Uruguai, n°458 – Centro, Caixa postal 360. Itajaí – SC. emaildabel@gmail.com; merimarenzi@univali.br
2 Projeto TAMAR-IBAMA, Av. Ministro Victor Konder 374, Centro, CEP 88.301-700. Itajaí – SC. fnfiedler@tamar.org.br

RESUMO

As tartarugas marinhas surgiram há mais de 150 milhões de anos. Possuem anatomia e genética bastante singulares, o que as torna animais de grande foco de estudos de pesquisadores em todo o mundo. No Brasil cinco espécies de tartarugas marinhas se reproduzem e se alimentam. Desde 1990, a pesca é considerada a principal causa de mortalidade de tartarugas marinhas de todo o mundo. O estado de Santa Catarina possui uma intensa atividade pesqueira tanto a nível industrial, como de pequena escala e contribui a cada ano com o aumento de capturas incidentais de tartarugas marinhas. O presente trabalho traçou um panorama atual da interação entre as tartarugas marinhas e as pescarias com rede de emalhe da Praia da Canoa, município de Barra Velha - SC, identificando o Conhecimento Ecológico Local (CEL) dos pescadores em relação a estes animais através da pesquisa participativa. Além disso, houve um retorno, para a própria comunidade, de todas as informações obtidas ao longo do trabalho, procurando auxiliá-los na melhor forma de contribuir para a conservação das tartarugas marinhas e conseqüentemente para a sustentabilidade de suas atividades. Como resultado, ficou confirmada a captura incidental de tartarugas marinhas pelas redes de emalhe, principalmente as redes conhecidas como “malhão”, quando estas são colocadas próximas a parcéis, pedras ou costões rochosos.

Palavras-chave: captura incidental, Conhecimento Ecológico Local (CEL), pesquisa participativa.

INTRODUÇÃO

O município de Barra Velha, localizado no litoral norte de Santa Catarina, tem sua economia baseada na atividade pesqueira de pequena escala. Segundo MEDEIROS (1995), no município existem duas comunidades pesqueiras, uma na Praia da Canoa e outra na Praia do Grant, sendo que ambas integram a Colônia de Pescadores Z-4. A ocorrência de tartarugas marinhas nas redes de pesca de emalhe da comunidade da Praia da Canoa tem sido relatada constantemente pelos pescadores (BATISTA & MAZZOLENI, 2005), inclusive de animais marcados pelo Projeto TAMAR-IBAMA de Ubatuba – SP (FIEDLER, 2005). Em decorrência destas informações, utilizou-se o estudo da Etnoecologia com o intuito de obter informações intrínsecas ao conhecimento e percepção dos pescadores, sendo possível, através deste conhecimento, perceber as questões relacionadas à conservação das tartarugas marinhas, construindo assim soluções adequadas à realidade local. Dentre as técnicas empregadas na utilização da Etnoecologia e do Conhecimento Ecológico Local (CEL) está a pesquisa participativa. Segundo GRANT & BERKES (2004), informações geradas pelos próprios pescadores podem ser usadas para monitorar ambientes costeiros, fornecendo dados técnicos e biológicos, além de informação contextual para propósitos de manejo e conservação. Através do uso da Pesquisa Participativa, ou seja, da convivência com a comunidade, buscando conhecer seus hábitos, necessidades e anseios, encontrou-se a melhor maneira de beneficiá-los retornando o conhecimento fornecido pelos mesmos sobre as tartarugas marinhas e sua captura incidental, auxiliando assim, na conservação das tartarugas marinhas e na promoção de uma atividade pesqueira mais sustentável.

MATERIAIS E MÉTODOS

Entre os meses de janeiro e março de 2006 foram realizadas 22 entrevistas com pescadores de rede de emalhe. Para as entrevistas foi utilizado roteiro semi-estruturado, com perguntas abertas e fechadas. Sempre que possível, as entrevistas foram realizadas com o auxílio de um gravador, facilitando assim uma posterior transcrição das informações obtidas. A escolha dos pescadores que seriam entrevistados aconteceu, inicialmente, através de um pescador aposentado que indicou alguns informantes-chave, e esses indicaram outros e assim por diante, conforme

metodologia empregada por GERHARDINGER (2004). O trabalho foi norteado enquanto uma Pesquisa Participativa, seguindo orientações de SEIXAS (2005), que sugere mobilização de diversas abordagens e técnicas que podem ser utilizadas no planejamento, implementação, monitoramento e avaliação da gestão dos recursos naturais. As informações necessárias para a compreensão do conhecimento etnoecológico foram obtidas através de três técnicas combinadas: observação participante, entrevistas através de roteiros semi-estruturados e utilização de fotos das espécies de tartarugas marinhas existentes no Brasil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período do trabalho, 28 embarcações estavam atuando na pesca com rede de emalhe na Praia da Canoa. A maioria contava com dois pescadores, totalizando 56 em atividade. A caracterização da pescaria e de sua operação foi feita através do acompanhamento de uma saída ao mar, onde foram observadas as estratégias de pesca utilizadas pelos pescadores de rede de emalhe. Além disso, esta saída possibilitou um melhor entendimento da dinâmica de funcionamento da atividade pesqueira. Durante a execução do trabalho ficou evidente a existência da interação entre a pescaria com rede de emalhe e as tartarugas marinhas. Todos os entrevistados (100%) afirmaram que ocorrem capturas incidentais desses animais. Em relação ao Conhecimento Ecológico Local (CEL) referente às tartarugas marinhas, este se mostrou diferente entre os mais velhos e os mais jovens, sendo que os mais jovens demonstraram um maior conhecimento quanto aos aspectos biológicos, enquanto os mais velhos em relação à historicidade das tartarugas na região. Este fato pode estar associado ao "efeito de mídia", acreditando que os mais jovens tenham maior contato com informações fornecidas pelos meios de comunicação. O índice de entrevistados que disseram não saber nada sobre o comportamento das tartarugas marinhas foi significativo, chegando a 33%. Isso pode estar relacionado com o fato da tartaruga marinha não ser vista como um recurso pesqueiro ou ainda, pelo fato dos pescadores entrevistados não terem acesso a essas informações. Já com relação as diferentes espécies, ambas faixas etárias não conheciam, ou não identificaram facilmente as cinco espécies de tartarugas marinhas, com poucas exceções. Este fato foi confirmado no item "Denominações das Tartarugas Marinhas pelos Pescadores Entrevistados". Quando as diferentes espécies eram denominadas apenas de "tartaruga" significou o desconhecimento pelos entrevistados da existência de outras espécies. Esse índice foi de 64%, sendo que destes, 43% (seis citações) se referiam às espécies *Caretta caretta* e 43% à *Chelonia mydas*. Essas duas espécies foram citadas como as mais "avistadas" pelos pescadores de rede de emalhe da Praia da Canoa. Entretanto, quando questionados sobre qual a espécie mais capturada incidentalmente, *Chelonia mydas* foi citada por 73% dos entrevistados. Outra informação foi a confirmação da ocorrência de indivíduos jovens, obtida quando eram perguntados os tamanhos mais comuns de tartarugas marinhas que ocorrem na região. As denominações populares que obtiveram maior número de citações foram: "amarela" para *Caretta caretta* e "comum" ou "marrom" para *Chelonia mydas*. Com relação à conservação das tartarugas marinhas, a pesca com rede de emalhe do tipo "malhão" (tamanho de malha entre 18 e 20, em ter nós opostos e esticada) e principalmente quando este é colocado perto de parcéis, pedras e costões rochosos, gera grandes índices de capturas incidentais de tartarugas marinhas, conforme relatado pelos próprios pescadores. Vale lembrar que esta pescaria é proibida pela Portaria IBAMA/SC N° 54-N (9 de junho de 1999), sendo esta de conhecimento da maioria dos pescadores. Quando questionados sobre alguns aspectos sócio-econômicos da pesca de pequena escala, o descontentamento dos pescadores foi geral. Todos os entrevistados apresentaram alguma queixa referente à atividade. O maior problema está relacionado à pesca industrial, que não respeita os limites tanto de captura quanto de áreas de pesca, além de estar causando, segundo os entrevistados, uma diminuição na quantidade de peixes. Esta diminuição esta relacionada ao aumento do número de barcos, tanto das frotas industriais, como das frotas de pequena escala. Outro fator importante no contexto do trabalho foi o retorno dado aos entrevistados, ou seja, a troca de conhecimento entre pescadores e pesquisadores, feita através de um evento realizado na Sede da Colônia de Pescadores. Os pescadores que compareceram demonstraram interesse e trocaram conhecimento durante toda a apresentação, que durou mais do que o planejado justamente devido às conversas que aconteciam entre os palestrantes e os presentes. A presença do entrevistado n° 9, apontado pelos outros pescadores como "*matador de tartarugas*", foi fundamental e considerada parte importante na conscientização da conservação das tartarugas marinhas na região. Este trabalho procurou utilizar o Conhecimento Ecológico Local (CEL) como ferramenta para compreender melhor as interações entre os pescadores e o meio ambiente, acreditando que este pode ser imprescindível nas decisões tomadas acerca do desenvolvimento e proteção das áreas utilizadas por estas comunidades. Incluir o conhecimento e as idéias dos pescadores locais nessas decisões pode

minimizar possíveis conflitos com autoridades e deve contribuir com a implementação de futuros programas de desenvolvimento e conservação.

CONCLUSÕES

Ficou confirmada a interação entre as tartarugas marinhas e a pescaria com rede de emalhe da Praia da Canoa, com esta ocorrendo principalmente através do uso do "malhão" (malhas 18 a 20) quando colocado perto de parcéis, pedras ou costões rochosos. A espécie *Chelonia mydas* é a mais capturada incidentalmente. Também foi observado certo descaso com a pescaria de pequena escala da região, ficando evidente uma situação de conflito em relação ás pescarias industriais. Faz-se necessário e urgente a criação de programas de monitoramento da atividade pesqueira de pequena escala para uma posterior implementação de programas que visem a sustentabilidade da atividade, conservando assim a diversidade biológica e cultural da região. Além disso, um trabalho voltado ao entendimento da interação entre as tartarugas marinhas e a pescaria com rede de emalhe, com a determinação de índices de captura (CPUE), mostra-se necessário para a conservação destes importantes animais.

REFERÊNCIAS

BATISTA, A.; MAZZOLENI, R. C. 2005. Comunicação pessoal.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Portaria nº 54-N, de 9 de junho de 1999. Estabelece as diretrizes quanto ao uso de redes de emalhar no litoral de Santa Catarina.

FIEDLER, F. N. 2005. Comunicação pessoal.

GERHARDINGER, L. C. 2004. Conhecimento Ecológico Local do Mero *Epinephelus itajara* como Ferramenta para a Conservação Marinha em São Francisco do Sul, SC. Itajaí. 117 f. Monografia (Graduação em Oceanografia) – Centro de Ciências Tecnológicas da Terra e do Mar, UNIVALI.

GRANT, S.; BERKES, F. 2004. "One hand can't clap": Combining Scientific and Local Knowledge for Improved Caribbean Fisheries Management. Oaxaca.

MEDEIROS, R. P. 1995. Caracterização Sócio-Econômica e Cultural das Comunidades Pesqueiras Artesanais do Litoral Centro-Norte Catarinense. Itajaí. Relatório Técnico.

SEIXAS, C. S. 2005. Abordagens e Técnicas de Pesquisa Participativa em Gestão de Recursos Naturais. In: VIEIRA, P. F.; BERKES, F.; SEIXAS, C. S. ***Gestão Integrada e Participativa de Recursos Naturais (Conceitos, Métodos e Experiências)***. Florianópolis: Secco. p. 73 –103.

INFORMAÇÕES PRELIMINARES SOBRE O PERFIL BIOLÓGICO DE *CHELONIA MYDAS* (LINNAEUS, 1758) NA ILHA DE SANTA CATARINA ENTRE JANEIRO DE 2005 E JUNHO DE 2006

Stahelin[1], G.D.; Wanderlinde[1], J.; LIMA[2], E.P. e

1 Fundação Pró-Tamar. Rua Prof. Ademir Francisco, s/n. Barra da Lagoa, Florianópolis – SC. tamarsul@tamar.org.br
2 Centro Tamar-IBAMA. Caixa Postal 5098 – Trindade, CEP 88040-970, Florianópolis – SC. tamarsul@tamar.org.br

RESUMO
Cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrem no Brasil. O Projeto TAMAR atua no litoral brasileiro desde 1980 protegendo e pesquisando as espécies de tartarugas marinhas. O presente trabalho tem como objetivo apresentar novos dados para a determinação do perfil biológico de *C. mydas* em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006. *C. mydas* representou 82% do total de registros no período com um CCC médio de 43 cm. Os novos dados apresentados, bem como referências, sugerem um padrão de distribuição para esta espécie no sul do Brasil. Um tempo maior de monitoramento, além do estabelecimento de novas parcerias são necessárias para uma melhor determinação do perfil biológico da espécie, e a melhoria do estado de conservação das espécies na região.

Palavras Chave: Tartaruga Verde, Florianópolis, Projeto Tamar.

INTRODUÇÃO
Na costa brasileira são encontradas cinco espécies de tartarugas marinhas, sendo *Chelonia mydas* ou Tartaruga Verde a mais comum. Esta espécie se reproduz quase que exclusivamente em ilhas oceânicas, sendo na costa brasileira a Ilha de Trindade – ES, Atol das Rocas – RN e Fernando de Noronha – PE, ocorrendo ainda raras ocorrências em praias da costa brasileira (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1987). Os hábitos alimentares de *C. mydas* são baseados em algas e pequenos animais (BJORNDAL, 1985).

Com a finalidade de proteger e pesquisar as espécies de tartarugas marinhas que ocorrem na costa brasileira, em 1980 começaram os levantamentos do Projeto TAMAR, um programa do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) co-administrado desde 1991 pela Fundação Pró-Tamar. Em outubro de 2004, com a crescente demanda de trabalhos de conservação e pesquisa de tartarugas marinhas no sul do Brasil, foi iniciada a implantação da base do Projeto TAMAR-SUL em Florianópolis.

Carr (1975) descreveu o comportamento reprodutivo de tartarugas marinhas, que retornam ao seu local de nascimento para se reproduzir, como Filopatria. Atualmente, a partir da análise do DNA Mitocondrial (DNAmt) das fêmeas de diferentes sítios reprodutivos, é possível determinar um padrão genético de cada área. A análise posterior de animais de diferentes localidades permite determinar a procedência dos indivíduos (BOWEN et al., 1992).

O litoral do Estado de Santa Catarina inclui costões rochosos onde a vida marinha é abundante. Atraídas pela disponibilidade de alimento, freqüentemente são encontradas na costa catarinense as cinco espécies que ocorrem no Brasil (WANDERLINDE, 1993).

A interação de tartarugas marinhas com artes de pesca é considerada a maior causa de morte destes animais em todo o mundo há muitos anos (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990), e vastamente descrita na literatura, tanto as modalidades industriais quanto artesanais. No litoral sudeste-sul do Brasil pode-se citar o Cerco Flutuante, Espinhel, Redes de Emalhe, Arrasto, entre outras (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2000).

O presente trabalho tem como objetivos apresentar os dados obtidos pelo Projeto TAMAR SUL entre janeiro de 2005 e junho de 2006 no entorno da Ilha de Santa Catarina, a fim de fornecer informações preliminares sobre o perfil biológico de *C. mydas* com relação à classe de tamanho da carapaça, freqüência de ocorrência, sazonalidade e presença de tumores nesta espécie. Bem como, comparar o perfil biológico obtido na Ilha da Santa Catarina com os mesmos parâmetros descritos nos Estados vizinhos.

MATERIAIS E MÉTODOS

A base do TAMAR-SUL está localizada na praia da Barra da Lagoa, uma das principais comunidades pesqueiras da Ilha de Santa Catarina. Uma das mais tradicionais artes de pesca da região é o Cerco Flutuante (CF). Devido ao modo de funcionamento deste, a taxa de mortalidade de tartarugas marinhas é muito baixa. Por este motivo, esta arte de pesca foi a primeira a ser abordada com os pescadores de Florianópolis.

Foi solicitado aos mestres dos barcos dos CFs que em caso de capturas, os animais fossem levados até a praia (vivos ou mortos) e que os técnicos do Projeto TAMAR fossem avisados para a realização dos trabalhos de marcação, biometria e coleta de material biológico (tecido dérmico). Além das tartarugas provenientes do CF, foram atendidas ocorrências de animais encontrados (vivos e mortos) nas praias da ilha. Todos os dados obtidos são anotados em "Cadernos de Campo" de acordos com protocolos do Projeto TAMAR e posteriormente repassados a um banco de dados nacional. Todos os dados utilizados neste trabalho são provenientes deste banco de dados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período analisado foram registradas 69 tartarugas. *C. mydas* aparece com 82% (56) dos registros. Marcovaldi & Marcovaldi (1987) encontraram também a prevalência de *C. mydas* em grande parte do litoral brasileiro, sendo que somente no RS, Monteiro (2004) encontrou resultado diferente com dominância de *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758).

O maior número de indivíduos de *C. mydas* na costa (de praticamente todo o mundo) é possivelmente devido aos seus hábitos reprodutivos, uma vez que as ilhas oceânicas oferecem menor atividade predatória humana. Também pode estar relacionada com a metodologia utilizada na maior parte do litoral, em conjunto com a geografia local e hábitos das espécies. *C. caretta* procura alimento geralmente em ambientes pelágicos, enquanto que *C. mydas* utiliza regiões costeiras para se alimentar, aumentando a probabilidade de se encontrar esta espécie nas praias. Uma vez que o litoral do RS não apresenta grande quantidade de costões rochosos é mais provável que a ocorrência de *C. mydas* seja menor nessa região. Em Ubatuba – SP o percentual de *C. mydas* é ainda maior, chegando a 98,4% dos registros (GALLO et al., 2000).

Dentre os indivíduos de *C. mydas* encontrados em Florianópolis foi obtido um CCC médio de 43 cm (min. 33 cm e max. 90,5 cm) e desvio padrão (DP) de 11,1 cm. Nos Estados vizinhos, Gallo et al. (2000) em São Paulo encontrou 40,6 cm de CCC médio (min. 27 cm e máx. 61,5 cm) e DP de 4,5 cm (n=2.246), enquanto que Monteiro (2004) no Rio Grande do Sul encontrou um CCC médio de 40,5 cm (min. 29 cm e máx. 68 cm) e DP de 5,9 cm (n=332).

Autores já propuseram, baseados em diversos fatores, um padrão de distribuição desta espécie na região sudeste-sul do Brasil. Observando os tamanhos de carapaça, correntes marítimas, e trabalhos com DNAmt imagina-se que os animais encontrados se alimentando na região nasceram na Ilha de Ascenção, localizada entre o Brasil e a África (CARR, 1975). Moreira (2003) sugere que animais nascidos na Ilha de Trindade também se alimentem na costa sudeste-sul brasileira.

Caraccio et al. (2003) no Uruguai, utilizando o princípio da análise de DNAmt, analisaram 20 indivíduos de *C. mydas* capturadas na região e verificaram que 62% dos animais eram provenientes da Ilha de Ascenção. Neste, não foi possível determinar o percentual de animais nascidos em Trindade, pois ainda não foi realizado um mapeamento genético das fêmeas que desovam na Ilha.

No litoral sul do Brasil existem duas correntes muito fortes em duas épocas do ano. A Corrente do Brasil, que durante os meses quentes é mais forte no litoral e leva águas quentes no sentido norte-sul podendo chegar até o Uruguai, e a Corrente das Malvinas, que leva águas frias no sentido sul-norte durante os meses frios, podendo chegar até o litoral catarinense com facilidade (MONTEIRO, 2004). Estas correntes podem levar tartarugas pequenas, que ainda não tenham grande capacidade de nadar no sentido contrário das correntes, da região de Ubatuba, por exemplo, até o Uruguai durante os meses quentes, enquanto que a Corrente das Malvinas pode levar as mesmas tartarugas no sentido contrário durante os meses frios.

Com relação à interação de tartarugas marinhas com a atividade pesqueira em Florianópolis, ela é bastante documentada por outros trabalhos (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990; WANDERLINDE, 1993; MONTEIRO, 2004). Durante o período de monitoramento, 64,3% (36) dos registros de *C. mydas* foram relacionados diretamente à pesca. Destes, 63,9% (23) foram nas redes de Cerco Flutuante. Esta prevalência no número de registros é exclusivamente devido à metodologia, uma vez que esta foi a única arte de pesca monitorada, porém sabe-se (através de conversas com os pescadores e da literatura) que outras formas de pesca capturam um número muito superior de animais.

CONCLUSÕES

É necessário um tempo maior de monitoramento, além da ampliação das artes de pesca monitoradas, para que se tenham dados mais conclusivos sobre o perfil biológico, estado de conservação, padrão de distribuição dos animais no sudeste-sul do Brasil e a origem destes. Porém, é evidente que a interação dos animais da região com os animais de áreas vizinhas é bastante intensa. Novas parcerias, assim como novos pescadores estão sendo contatados para atuarem como colaboradores voluntários do Projeto.

REFERÊNCIAS

BJORNDAL, K.A. 1985. Nutritional ecology of sea turtles. ***Copeia***. V.1985, n.3, p.736-751.

BOWEN, B.W.; MEYLAN, A.B.; ROSS, P.; LIMPUS, C.J.; BALAZS, G.H. AVISE, J.C. 1992. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of the matriarchal phylogeny. ***Evolution***. v.4, n.46, p.865-881.

CARACCIO, M.N.; FORMIA, A.; HERNANDEZ, M.; FALLABRINO, A.; BRUFORD, M. 2003. Preliminary mixed stock analisys of juvenile gren turtles in Uruguay using mitochondrial DNA sequences. In: Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. 23. ***Proceedings...***, p.110.

CARR, A. 1975. The Ascension Island Green Turtle Colony. ***Copeia***. v.1975, n.3, p.547-555.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. 2000. Artes de pesca que capturam tartarugas marinhas em: São Paulo, Espírito Santo, Bahia, Sergipe, Ceará e Fernando de Noronha. ***Dados não publicados***.

GALLO, B.M.G; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J.H.; BARATA, P.C.R. 2000. A base do Projeto Tamar – Ibama em Ubatuba (Estado de São Paulo): Conservação de tartarugas marinhas em uma área de alimentação. In: ***Semana Nacional de Oceanografia***. 13. ***Anais...***, Itajaí, p.500-502.

MARCOVALDI, M.A.; MARCOVALDI, G.M.F.G. dei. 1987. Projeto Tartaruga Marinha: Áreas de desova, época de reprodução, técnicas de preservação. ***Boletim FBCN***. Rio de Janeiro, n.22 p.95-104.

MONTEIRO, D. da S. 2004. Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no litoral do Rio Grande do Sul. 58f. ***Monografia Curso de Ciências Biológicas***. Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande.

MOREIRA, L.M. de P. 2003. Ecologia reprodutiva e estimativa de ninhos da tartaruga verde – Aruanã – *Chelonia mydas* – (Linnaeus, 1758) (Testudines, Reptilia) na Ilha da Trindade – Espírito Santo – Brasil. 73f. ***Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas***. Univerisdade Federal do Espírito Santo, Vitória.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1990. Decline of sea turtles: causes and prevention. ***National Academy Press***. Washington, USA.

WANDERLINDE, J. 1993. Levantamento taxonômico na Ilha de Santa Catarina (SC) e estudos de marcação e proteção das tartarugas marinhas na base de Interlagos (BA). 69f. ***Monografia do Curso de Ciências Biológicas***, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Diversidade genética e origem de tartarugas de couro (*Dermochelys coriacea*) encontradas na costa brasileira

Sarah M. Vargas[1], Flávia C. Araújo[1], Danielle Monteiro[2], Sérgio C. Estima[2], João Carlos A.Thomé[3], Luciano S. Soares[4], e Fabrício R. Santos[1]

[1] Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, ICB, UFMG, Belo Horizonte, MG, 31.270-010, Brazil

[2] Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental, NEMA, Rua Maria Araújo, 450, Rio Grande, RS, 96207-480, Brazil.

[3] Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 105, Linhares, ES, 29900-970, Brazil

[4] Fundação Pró-Tamar, Caixa Postal 2219, Salvador, BA, 40223-970, Brazil.

Dermochelys coriacea é a espécie de tartaruga marinha com maior risco de extinção no Brasil e no mundo. Ela é classificada como criticamente ameaçada pela IUCN e pelo IBAMA. A população de tartarugas de couro que desovam no Brasil está restrita a poucos indivíduos que são encontrados apenas no estado do Espírito Santo. Além dos indivíduos observados na área de desova, um agregado pelágico de indivíduos encontrados em as águas das regiões Sul e Sudeste do país também foi analisado. Para entender melhor as relações entre as tartarugas de couro encontradas no Brasil e no mundo foram analisadas seqüências da região controle do DNAmt de indivíduos em áreas de desova (n=11), animais do agregado pelágico incluindo animais capturados incidentalmente por redes de pesca (n=7) e animais encontrados mortos em praias do Rio Grande do Sul (n=45). As análises foram feitas de duas formas: a primeira usando sequências mais longas (711 bp) para inferior os índices de diversidade e a segunda usando seqüências menores (496 bp) para comparar com dados da literatura e verificar locais de origem. Utilizando-se as seqüências maiores foram verificados 7 haplótipos definidos por 9 sítios polimórficos, ao contrário do observado com as seqüências menores, 5 haplótipos definidos por 5 sítios polimórficos. Comparando-se os haplótipos encontrados neste trabalho com os descritos na literatura, o agregado pelágico do Sul/Sudeste do Brasil apresentou dois indivíduos com um haplótipo encontrado anteriormente

regiões do mundo. Da mesma forma, a baixa diversidade nucleotídica sugere a ancestralidade comum dos haplótipos, tendo no CC-A4 a provável origem das populações brasileiras. Os haplótipos CC-A1 (Rio Grande do Norte) e CC-A17 (Ceará), pela primeira vez reportados para áreas de captura incidental no litoral brasileiro, foram encontrados inicialmente por Bolten *et al.* (1998) para populações de juvenis pelágicos de Açores e Madeira (CC-A1) e Madeira (CC-A17). Tal achado corrobora a hipótese levantada pelo mesmo autor de que, por meio de migrações transoceânicas, viveiros no Atlântico ocidental são fontes primárias de juvenis pelágicos para o Atlântico oriental. Desta forma, a costa nordeste do Brasil seria uma via de acesso para os filhotes nascidos na região do Caribe.

Agradecimentos
CAPES, SR2-UERJ, CENPES-PETROBRAS

REDUÇÃO DAS CAPTURAS INCIDENTAIS DE TARTARUGAS MARINHAS NO SUL DO BANCO DOS ABROLHOS

Luciana Franco Veríssimo[1], Nilamon Leite de Oliveira Junior[1], Rodrigo Leão de Moura[2]

[1] **Projeto TAMAR Espírito Santo**. Caixa Postal, 53. Itaúnas-Conceição da Barra-ES, 29965-990, Brasil, e-mail: lufverissimo@yahoo.com.br,
[2] **Conservation International Brasil**

Nos últimos anos é crescente a preocupação, no âmbito nacional e internacional, em avaliar de forma mais sistemática e integrada a interface entre a conservação das tartarugas marinhas e a atividade pesqueira. A forte interação destes animais com a pesca se dá muitas vezes de forma negativa, trazendo prejuízos tanto aos pescadores, que com freqüência têm seus petrechos inutilizados, quanto a populações de tartarugas marinhas, devido à alta mortandade destes animais em tais atividades. O Banco dos Abrolhos, compreendido entre os municípios de Prado/BA e Linhares/ES, é conhecido por concentrar a maior biodiversidade do Atlântico Sul. Esta região é utilizada como área de migração, alimentação e reprodução das 5 espécies de tartarugas marinhas encontradas no litoral brasileiro: a tartaruga-de-pente *(Eretmochelys imbricata*), a tartaruga-verde *(Chelonia mydas*), a tartaruga-cabeçuda *(Caretta caretta*), a tartaruga-de-couro *(Dermochelys coriacea*) e a tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea)*, todas ameaçadas de extinção. No entanto, a importância de Abrolhos nos processos que compõe o ciclo de vida desses animais ainda permanece desconhecida, uma vez que os esforços de pesquisa na região não têm sido intensos nem tampouco contínuos ou sistematizados. Além disso, a carência de atuação específica voltada para a conservação e disseminação de informação ambiental sobre tartarugas marinhas, e o incremento da atividade pesqueira, resulta em níveis de captura altos, fazendo-se urgente o desenvolvimento de estratégias para avaliação da interação destes animais com as artes de pesca atuantes. Diante disto, em 2004, estabeleceu-se uma parceria entre a Conservation International - CI-Brasil e a Fundação Pró-TAMAR, dando início ao monitoramento da interação entre a atividade pesqueira e as tartarugas marinhas no Banco dos Abrolhos, tendo como objetivos desenvolver pesquisas que comprovem esta interaçao e ampliar a proteção às tartarugas marinhas no Banco dos Abrolhos, através da disseminaçao de informações e envolvimento das comunidades pesqueiras no monitoramento. Nesse sentido, foram propostas as seguintes ações: amostragem de desembarque/embarque pesqueiro das artes de pesca que incidentalmente capturam tartarugas marinhas; ações de informação e educação ambiental junto às escolas, unidades de conservação e colônias ou associações de pescadores; caracterização das pescarias monitoradas e sua interação com as tartarugas, fornecendo subsídios para a proposição de medidas mitigadoras à captura incidental, bem como a discussão do ordenamento pesqueiro no Banco dos Abrolhos. Os resultados aqui apresentados fazem parte deste trabalho e foi realizado no Município de Conceição da Barra, situado no extremo norte do

Espírito Santo, área sul do Banco dos Abrolhos. Diferentes pescarias que apresentam elevado potencial de captura foram monitoradas: rede de emalhe para lagosta, cação, robalo, pescadinha e rede de arrasto de camarão. O total de capturas incidentais registradas foi de 107 animais, sendo 84% de registros da espécie *Chelonia mydas,* seguidos de 7% para *Eretmochelys imbricata*, 3% para *Caretta caretta* e *Dermochelys coriacea*, 2% para espécie não identificada e 1% para *Lepidochelys olivacea*. Nesses esforços de coleta de informações há 3 registros de recapturas de animais com marcas metálicas, sendo dois animais marcados pelo TAMAR em Ubatuba-SP e Regência-ES no Brasil e outro marcado pelo Projeto Karumbé em Velazas Rocha no Uruguai. A implementação deste trabalho de monitoramento, reforça o conhecimento da dinâmica destas pescarias e sua interação com as tartarugas marinhas no Banco dos Abrolhos, subsidiando futuras estratégias e medidas mitigadoras necessárias para a conservacao das tartarugas marinhas na região.

Apoio Financeiro: Conservation International Brasil e Fundação Pró-Tamar.

Unidirectional Introgression Between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* analyzed by PCR-RFLP





Sibelle T. Vilaça[1], Paula L. Ruiz[1], Luciano S. Soares[2], Gustave G. Lopez[2], and Fabrício R. Santos[1]

[1] Federal University of Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil, [2] Projeto Tamar Ibama, Salvador, Bahia, Brazil

Abstract

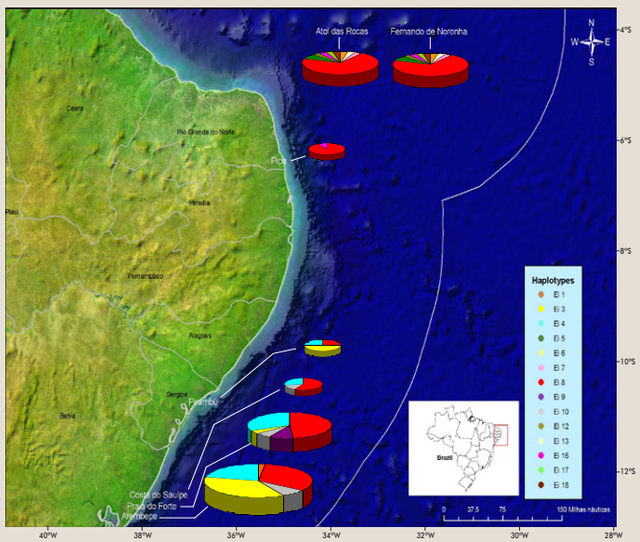
The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, occurs in tropical seas of the Atlantic, Indian and Pacific oceans. It is considered critically endangered by the IUCN and in Brazil, due to fisheries, killing and egg collecting, there are few hatchling sites left. The loggerhead turtle, *Caretta caretta*, is distributed in the Atlantic, Indian and Pacific oceans and tropical waters of Mediterranean. It is considered endangered by the IUCN and by the Brazilian environmental agency Ibama. Hybridization between these two species has been known for many decades from morphology studies. Recently we used mitochondrial DNA (mtDNA) analysis to detect hybrids in Brazilian nesting beaches and feeding grounds. In this study, we aimed to investigate the hybridization process between *E. imbricata* and *C. caretta* though analyses of three autosomal markers. Here we present research data produced in cooperation between LBEM, Projeto Tamar-Ibama, and PETROBRAS/CENPES as part of the project "Mamíferos e Quelônios Marinhos". A total of 42 individuals from Bahia State in Brazil, identified as *E. imbricata* and bearing a *C. caretta* mtDNA, and 133 individuals identified as *E. imbricata* by morphology and mtDNA were analyzed with these autosomal markers to detect likely *C. caretta* genomic ancestry in this population. In all individuals tested, three anonymous regions of nuclear DNA were amplified by PCR with primers previously described to Chelonia mydas, and the inter-specific variation was identified using one or two restriction enzymes. Among 42 previously detected hybrids, four (15.1%) showed both specific alleles of *E. imbricata* in at least one locus, but no hybrid presented both *C. caretta* alleles in any locus. Furthermore, another eleven hybrids, with incomplete genotyping, have also occurred in 4 individuals with at least one *E. imbricata* homozygous locus. Additionally, in the 42 hybrids 52.4% of the alleles belonging to *E. imbricata* and only 47.6% to *C. caretta* were observed. These data indicate some introgression between parental species and hybrids due to the existence of hybrids of generations >F1. It would also indicate a likely bias to preferential mating with E. imbricata. This unidirectional introgression can be an evidence of the incapacity or failure in meeting of F1 female hybrids to mate with males of the parental taxa *C. caretta*. This apparently unsuccessful introgression with *C. caretta* could be due either to the low mating success of this species with hybrids or low survival/fecundity of >F1 hybrids with *C. caretta*, since all hybrids analyzed were females in oviposition. It is interesting to note that F1 female hybrids with *C. caretta* mtDNA are result of the mating of a female *C. caretta* with a male *E. imbricata* and we do not observe any evidence of opposite gender pairing. Likely, this hybridization process can be biased by the gender of the parental species, and can be an important factor in introgression. The hybridization observed in sea turtles can be due to the inexistence of pre and post-zygotic barriers allowing interbreeding. The detection of this intensive hybridization process and the sex biased introgression can direct differential management strategies for conservation of this species in Brazil.

Methods

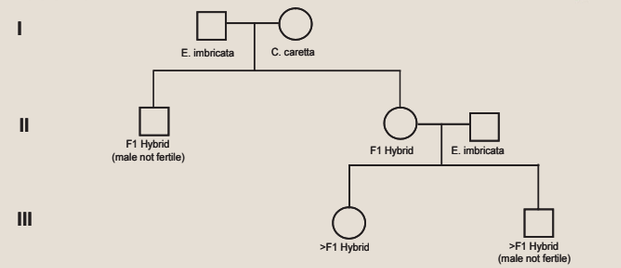
We analyzed 42 individuals identified morphologically as *E. imbricata* and bearing a *C. caretta* mtDNA haplotype, and 133 individuals identified as *E. imbricata* by morphology and mtDNA (Lara-Ruiz et al., 2006). Figure shows the location of the population studied:

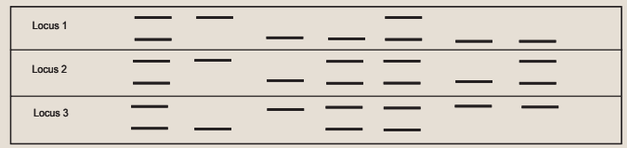
Primer	Sequence	Restriction enzyme
CM 12	F - 5' TGCCTCTCAGAACCAGTGTT 3' R - 5' AGCTGAAGCCAATGAAGAAGAA 3'	*DraI* *RsaI*
CM 14	F - 5' AGTATTTGGGCAGAACAGAA 3' R - 5' TCCAGCTGCAGGTGCAACAT 3'	*HaeIII*
CM 28	F - 5' GATTGCTGGTCTCTGGAAGGCT 3' R - 5' TAAATGCCAGGTATGTAACTC 3'	*BstoI*

Primers and restriction enzymes used to identify each locus inter-specific variation, according to Karl et al., 1995:

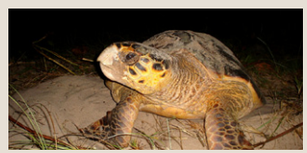


Results



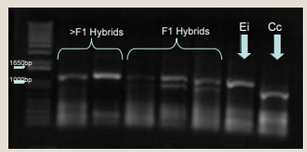


Schematic representation of the hybridization between *E. imbricata* e *C. caretta*. Individuals were genotyped for three nuclear markers. The hybridization initiates with the breeding within a *E. imbricata* male and a female *C. caretta*. The F1 hybrid male (II.1) is probably infertile because no alleles of *C. caretta* were found in individuals with *E. imbricata* morphology and mtDNA haplotypes. The F1 hybrid females (II.2) are fertile and there is where the introgression occurs. This females breed with the parental taxa *E. imbricata* (II.2 x II.3) and the progeny (III.1 and III.2; further generation hybrids, >F1) has the *E. imbricata* marker in at least one locus.





Hybrids in Praia do Forte, Bahia, Brazil. (Tamar Image Bank).





Agarose gel 0.8% stained with ethidium bromide of locus CM14 (left) and CM28 (right), showing the observed band pattern of individual F1 hybrids, >F1 hybrids and control individuals. Cc=*Caretta caretta* e Ei=*Eretmochelys imbricata*.

Conclusions

- The 42 individuals with E. imbricata morphology and C. caretta mtDNA were genotyped: 11.9% of the individuals typed for the three nuclear markers had at least one locus homozygote for the E. imbricata specific marker. The others 88.1% had the two alleles of both species in the three loci.
- The introgression was only detected with the parental taxon E. imbricata.
- Among the 133 control individuals that displayed E. imbricata morphology and mtDNA haplotypes, no alleles of C. caretta were found. These result suggest that the introgression only occurs between C. caretta females or F1 hybrid females with E. imbricata males
- This intense hybridization is not found in other locations, and can be due to a specific process affecting these two species in Bahia, Brazil.

References

Karl, SA, Bowen BW, Avise JC. 1995. Hybridization among the ancient mariners: identification and characterization of marine turtle hybrids with molecular genetic assays. Journal of Heredity 86: 262-268

Lara-Ruiz P, Lopez GG, Santos FR, Soares LS. 2006. Extensive hybridization in hawksbill turtles (Eretmochelys imbricata) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. Conservation Genetics, 7: 773–78

HELMINTOFAUNA DE *Chelonia mydas* LINNAEUS 1758 (TESTUDINES, CHELONIDAE) NECROPSIADAS NA BASE DO PROJETO TAMAR-IBAMA EM UBATUBA, SÃO PAULO, BRASIL

Max Rondon Werneck[1], Berenice Maria Gomes Gallo[1], Reinaldo José da Silva[2],

[1]Fundação Pró-Tamar, Antônio Athanázio da Silva n.º 273, Bairro Itaguá, Ubatuba-SP Brasil, max@tamar.org.br;

[2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, SP.

O presente estudo relata o resultado da análise parasitológica de 62 exemplares juvenis da espécie *Chelonia mydas* (L.) necropsiadas no Centro de Reabilitação de Tartarugas Marinhas do Projeto TAMAR-IBAMA na região de Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil. O estudo foi realizado no período de maio de 2003 a julho de 2004. Os animais estudados são provenientes da região de Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo, Brasil (45° W, 23° 5' S.). Todos os animais incluídos no estudo foram recebidos mortos ou vieram a óbito quando em tratamento no CRTM. Na necropsia o trato gastrintestinal foi analisado separadamente (esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso) sendo o conteúdo de cada segmento peneirado e analisado separadamente. Os helmintos recuperados foram fixados em solução de álcool 70%, sem compressão. Posteriormente, foram corados com carmim clorídrico e analisados em sistema computadorizado de análise de imagens (QWin Lite 3.1, Leica). Para cada espécie encontrada foi determinada a prevalência, intensidade média de infecção e abundância média. Os exemplares encontrados foram depositados na Coleção Helmintológica do Instituto de Biociências, Unesp, campus de Botucatu (CHIBB). Trinta e três animais apresentaram parasitas da classe Trematoda das seguintes espécies: *Cricocephalus albus*, *Cricocephalus megastomum*, *Pleurogonius longiusculus*, *Pronocephalus obliquus* (Pronocephalidae), *Deuterobaris proteus*, *Neoctangium travassosi*, *Polyangium linguatula*, *Microscaphidium reticulare* (Angiodictyidae) e *Metacetabulum invaginatum* (Metacetabulidae). A prevalência variou de 3 a 66,7%, sendo as espécies *N. travassosi, D.*

proteus e *M. invaginatum*, aquelas de maior prevalência nos animais estudados. A intensidade média de infecção foi maior na espécie da família Metacetabulidade (80,2) em relação às famílias Angiodictyidae (35,7) e Pronocephalidae (7,3). Em 13 (39,4%) animais o parasitismo foi monoespecífico, com predomínio das espécies *N. travassosi* e *D. proteus*. Por outro lado, em 20 (60,6%) tartarugas foi observada associação entre parasitas, sendo encontrado 2, 3, 4 ou 5 parasitas e as freqüências desta associação foram de 33,3%, 0,06%, 0,18% e 0,03%, respectivamente. Os animais positivos representaram 53,2% das tartarugas analisadas neste estudo. Além disso, foram apresentados dados sobre prevalência e abundância das espécies encontradas. Foi observado que, em relação à prevalência, houve predomínio de algumas espécies e, por outro lado, considerando-se os itens de intensidade média de infecção e abundância, predominaram outras espécies. Estes dados são importantes, pois fornecem informações sobre aspectos quantitativos de populações de parasitas em tartarugas marinhas. Este aspecto é muito relevante uma vez que são raros os relatos deste tipo para esses animais, sendo este o primeiro trabalho realizado no Brasil. No presente estudo foi observado que em 60,6% dos animas houve associação de pelo menos dois parasitas. Em pelo menos um animal, 5 espécies concomitantes foram encontradas. Entretanto, a literatura reporta que em tartarugas marinhas esse fato é comum. No presente estudo, dentre as espécies encontradas, apenas duas não foram relatadas anteriormente para *C. mydas* no Brasil, *M. reticulare* e *C. megastomum*. Esse fato indica que estudos futuros serão ainda necessários para melhor caracterização da helmintofauna parasita de tartarugas marinhas no Brasil. Os dados obtidos no presente estudo contribuem para o conhecimento da helmintofauna de indivíduos juvenis da espécie *C. mydas* encontrados na região de Ubatuba Litoral Norte do Estado de São Paulo.

Projeto TAMAR é um projeto de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobrás

Apresentação oral: Mestrado

RELATO DE CASO DE INGESTÃO E LIBERAÇÃO DE ANZOL POR TARTARUGA VERDE Chelonia mydas.

Max Rondon Werneck[1], Bruno de Barros Giffoni[1], Carlos Eduardo Neves Consulim[1], Berenice G. Gallo[1].

1- Fundação Pró-Tamar. Rua Antônio Athanásio nº 273, Itaguá, Ubatuba – SP. Brasil CEP: 11680-000. e-mail: max@tamar.org.br

O litoral do Estado de São Paulo, Brasil é uma importante área de ocorrência de tartarugas marinhas, em especial de juvenis de *Chelonia mydas*, que buscam a região para se alimentar, sendo observada uma forte interação com a pesca artesanal. Este trabalho relata o caso de uma tartaruga verde juvenil proveniente do Litoral Sul do Estado de São Paulo que após seis meses em tratamento expeliu um anzol. Em janeiro de 2005 esta tartaruga com comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) de 51,5 cm e 15,0 kg. foi encaminhada ao Centro de Reabilitação de Tartarugas Marinhas do Projeto TAMAR-IBAMA em Ubatuba, no Estado de São Paulo. O animal apresentava-se em bom estado corporal, sendo observada uma pequena porção de monofilamento de nylon saindo pela cloaca e no exame radiográfico foi constatada a presença de um anzol e girador. O anzol ocupava o lado direito da cavidade celomática, sendo que sua imagem sobrepunha a da união dos ossos hypoplastro e hyoplastro e o girador ocupava o lado esquerdo, com a sua imagem sobrepondo os ramos laterais do osso hyoplastro. Constatou-se que os dois artefatos já não se encontravam nas regiões superiores do trato gastrintestinal (TGI), impossibilitando uma remoção cirúrgica segura. Dessa forma optou-se por utilizar medicamentos que pudessem aumentar a motilidade intestinal e consequentemente auxiliar na expulsão destes artefatos (metoclopramida 0,3 mg/kg IM e óleo mineral 2.5 ml/kg PO). Após uma semana esse tratamento não se mostrou eficiente e foi interrompido. Após 108 dias mantida em cativeiro, foi

realizado outro exame radiográfico, onde foi constatado que o anzol e o girador haviam se deslocado. Optou-se então por aguardar o movimento normal dos artefatos no TGI. Após 191 dias o animal defecou o anzol, girador e o fio de nylon. A tartaruga foi marcada e liberada no dia 27/07/2005 em Ubatuba - SP (23º 27´ 00.8``S e 45º03`56.5``). A análise do material de pesca indicou tratar-se de uma linha 0.4mm, com girador n° 9 e anzol modelo Marusseigo/nº18, muito utilizado na região por pescadores esportivos que buscam capturar peixes que vivem associados ao costão rochosos. Neste tipo de pescaria, é muito comum o rompimento e perda dos anzóis quando enroscam nas pedras do costão rochoso, que ficam presos ao costão ou são depositados no fundo, sobre bancos de algas e transformam-se em lixo marinho de origem antrópica. O costão rochoso é o principal substrato para o crescimento de algas, que por sua vez é o alimento preferencial da tartaruga verde. A tartaruga pode ter ingerido o anzol investindo diretamente na isca que nele encontrava-se presa ou então, acidentalmente enquanto alimentava-se sobre o banco de algas. O tipo de lesão e as conseqüências sofridas pelas tartarugas que ingerem anzóis estão diretamente vinculados ao tamanho e formato destes, bem como ao tamanho da própria tartaruga. Como nem sempre é possível identificar a ingestão de anzóis através da observação direta do animal, é sempre indicado adotar o exame radiográfico para diagnóstico, quando possível, nos animais encaminhados para centros de reabilitação.

Projeto TAMAR é um projeto de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobrás

Forma de apresentação: painel

ANALISE PARASITOLÓGICA DE *Dermochelys coriacea* Linnaeus 1766 NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL

Max Rondon Werneck[1], Luciana Franco Verissimo[1], Paula Baldassin[2], Fiorella Gagliardi[3], Eduardo Tadashi[1], Juçara Wanderlinde[1], Cecília Baptistotte[1], Maria Thereza Damasceno Melo[1], Eduardo H.S.M. Lima[1], Berenice Gomes Gallo[1], Reinaldo José da Silva[4].

1 - Fundação Pró-Tamar – R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP Brasil, CEP 11680-000 max@tamar.org.br

2- Aquário de Ubatuba, Itaguá, Ubatuba, São Paulo, Brasil.
3- Karumbé, Av. Giannattasio 30.5 Km. El Pinar, Canelones, Uruguay.
4- Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brasil.

A *Dermochelys coriacea* Linnaeus 1766, popularmente conhecida no Brasil e Uruguai como “Tartaruga de couro” e “Tortuga Siete Quillas” respectivamente, é a maior espécie de tartaruga marinha existente. Encontra-se seriamente ameaçada de extinção e foi classificada como criticamente em perigo pela IUCN. Análises parasitológicas desta espécie já foram realizadas anteriormente, porém apenas uma pequena diversidade de helmintos foi descrita. No presente trabalho é relatado a ocorrência de duas espécies de trematódeos em *D. coriacea* procedentes da região do Atlântico Sul Ocidental. Foram incluídos no estudo oito exemplares da espécie *D. coriacea*, coletadas no período entre janeiro de 2005 e novembro de 2006. Sete animais foram capturados após encalhe de praia na Costa brasileira (Estados de Santa Catarina, São Paulo, Espírito Santo e Ceará) e um exemplar do Uruguai (San Jose). Os trematódeos recuperados foram fixados em solução de AFA, corados com carmim clorídrico e analisados em sistema computadorizado de análise de imagens (QWin Lite 3.1, Leica). Os espécimes encontrados foram depositados na Coleção Helmintológica do Instituto de Biociências de Botucatu, Estado de São Paulo, Brasil (CHIBB). Dos oito animais estudados (média de comprimento curvilíneo de carapaça de 135,7 ± 14,1 cm), quatro (50%) encontravam-se parasitados por trematódeos. Apenas parasitas do sistema digestivo foram recolhidos em intestino delgado e intestino grosso. Em todos os animais foram

encontrados parasitas da espécie *Pyelosomum renicapite* Leidy 1856 e no exemplar encontrado no Uruguai além deste trematódeo também foi encontrado um exemplar de *Calicodes anthos* Braun 1899. A análise morfométrica revelou maior variabilidade em relação aos dados da literatura, isso porém não inviabilizou a identificação das espécies encontradas. *P. renicapite* foi anteriormente relatado neste hospedeiro do Oceano Índico, Atlântico Norte (Canadá França), Mar Mediterrâneo (Itália) e em Porto Rico e *C. anthos* no Atlântico Norte (Canadá). Estas duas espécies já tinham sido relatadas em exemplares desta espécie de quelônio em outras regiões porém este relato apresenta a primeira análise helmintológica da espécie *D. coriacea* no Atlântico Sul Ocidental e também o primeiro relato de ocorrência destes parasitas na mesma área. Os parasitas podem afetar os répteis de várias maneiras, entre elas, por espoliação sanguínea, por se alimentarem em tecidos sólidos, competição pela alimentação e/ou destruição de células do hospedeiro, obstrução de canais alimentares, produção de toxinas e indução de reações alérgicas. Para as espécies encontradas no presente estudo, não há relatos sobre o seu papel patogênico para esses quelônios marinhos.

Forma de apresentação: Painel

ATENDIMENTO DE PÚBLICO POR ESTAGIÁRIOS NO CENTRO DE VISITANTES DA BASE DE UBATUBA DO PROJETO TAMAR-IBAMA

Fernandes, J.S[1]; Gallo, B. M.G[1], Becker, J.H[1]. Almeida, B.A[1]

1 Equipe Técnica do Projeto TAMAR- IBAMA Base de Ubatuba- SP.

O Programa de Estágios do Projeto Tamar-Ibama tem por objetivo capacitar futuros profissionais para execução de atividades do Programa Nacional de Conservação e Pesquisa das Tartarugas Marinhas. A Base de Ubatuba recebe estudantes em Biologia, Oceanografia, Veterinária e cursos afins. Além de participar de atividades de manejo e pesquisa do projeto, os estagiários atuam no atendimento de público no Centro de Visitantes do Tamar, cujo objetivo principal é a sensibilização para a questão ambiental, com ênfase nas tartarugas marinhas, além de estimular uma atitude pró-ativa na conservação do meio ambiente. Os estagiários recebem treinamento teórico e prático, com carga horária de 24h, abordando temas referentes à biologia das tartarugas marinhas, a história do Projeto Tamar e a metodologia do programa de conservação. O tema Educação Ambiental é discutido no treinamento com objetivo de valorizar as ações educativas e motivar os estagiários para a conscientização do público. Para avaliar o empenho dos estagiários no atendimento, foram examinados questionários preenchidos voluntariamente por 161 visitantes dentre os 46.118 que visitaram a Base entre janeiro e junho de 2007. Apenas 5 visitantes consideram a monitoria ruim/regular (3%), enquanto 97% avaliaram como boa/ótima. A monitoria recebeu conceito “ótima” de 73,9%, superando a própria exposição com 65,8%. Apesar deste trabalho não avaliar a eficiência da sensibilização realizada pelos estagiários, os resultados apontam que estes compreendem a importância das ações educativas e empenham-se no trabalho de conscientização do público, apesar das expectativas em relação ao estágio estarem focadas especialmente nos aspecto científicos do programa de conservação.

O Projeto Tamar é um projeto de conservação do Ministério do meio ambiente co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobras.

ANÁLISE COMPARATIVA DO TUBO DIGESTÓRIO DE TARTARUGAS MARINHA ESPÉCIES *Chelonia mydas* LINNAEUS 1758 E *Lepidochelys olivacea* ESCHOLTZ, 18

MAGALHÃES, M.S.[1*]; SANTOS, A.J.B.[2]; COLUCHI, R.[2]; SOUSA, P.A.G.[3]; SILVA, N.B.[1]; PAPA P.C.[4]; M C.E.B.[1.]

In.:XVI Encontro de Zoologia do Nordeste- EZN

1- Departamento de Morfologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Caixa postal 1524. Campus Universitário Lagoa Nova. Natal/RN. *2- Fundação Pró-Tamar – Av. Alexandrino de Alencar, 1399. Tirol. 59015-350. Natal/RN.* ***3- Departamento de Botânica, Ecologi Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Caixa postal 1524. Campus Universitário Lagoa Nova. 59072-970. Natal/RN.*** *4- Univers Paulo. *marcelabioufrn@yahoo.com.br*

Palavras-chave: Anatomia, morfometria, sistema digestório, quelônios.

Introdução

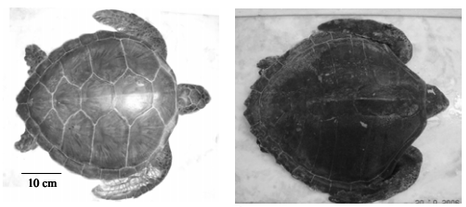
A caracterização morfológica do tubo digestório contribui para a compreensão da fisiologia da digestão em tartarugas marinhas. Esses animais apresentam uma dieta bastante diversificada.

A tartaruga verde (*Chelonia mydas*), enquanto filhote é onívora com uma forte tendência carnívora, tornando-se quase que exclusivamente herbívora quando juvenil e adulta (Bjorndal, 1997; Chevalier e Lartiges, 2001; Fidelis et al., 2005). Já a tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) apresenta-se onívora durante toda a vida (Chevalie e Lartiges, 2001). Essa variação e especialização ligadas aos alimentos são consideradas uma maneira de diminuir a competição entre as espécies Blazquez (1995).

O presente estudo tem como objetivo analisar comparativamente a morfologia do tubo digestório de indivíduos das espécies *Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*.

Material e Métodos

Foram utilizados 16 animais encontrados mortos no litoral do Rio Grande do Norte por técnicos do Projeto TAMAR/IBAMA, dos quais 10 foram da espécie *C. mydas* (Figura 1A) e seis da espécie *L. olivacea* (Figura 1B).



A B

Figura 1. Fotografia de um exemplar das espécies *Chelonia mydas* (A) e *Lepidochelys olivacea* (B).

Todos os animais analisados eram juvenis e apresentavam média de Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) de 36,68 (variando entre 30,00 e 49,00cm) nos exemplares de *C. mydas* e 49,32cm (variando entre 36,00 e 52,10cm nos exemplares de *L. olivacea*).

A retirada dos órgãos digestórios p através da abertura do plastrão, a descrição e a comprimento de cada órgão (esôfago, estômag delgado e intestino grosso), foi realizada co digestório aberto, levando-se em consideração p papilas, pregas e esfíncteres. A medição foi rea fita métrica e os dados descritos em centímetro medidas foram tomadas com o auxílio d equipamento e pela mesma equipe para minim Logo após, foram fixados em solução a formaldeído a 10% e depositados no Depart Morfologia da Universidade Federal do Rio Norte.

Resultados e Discussão

Em ambas as espécies analisadas o esôfa 2) apresentou-se como um órgão tubular membranáceo com comprimento médio de 18,((Tabela 1) para espécie *C. mydas* e 22,44±5,66 1) para *L. olivacea*. A mucosa esofágica marcada por papilas pontiagudas córneas, as encontravam orientadas no sentido do estôm achados também foram descritos por Work (2 Wyneken (2001), que sugerem que essa apresentam função mecânica de facilitar a de evitar o refluxo do alimento.

Internamente a transição esôfago-est marcada pela ausência de papilas e por un gastresofágico; o estômago (Figura 2) apresent saculiforme com fundo cego à esquerda e em curvava para a direita quando se aproximava d alça intestinal, semelhantes achados foi des WORK (2000). A espécie *C. mydas* apresento total do órgão em média de 21,41±8,87cm (Tabe *olivacea* média de 38,84±14,07cm (Tabela 1).

Internamente a transição do estômag duodeno foi marcada por um esfíncter pilórico; delgado (Figura 2) encontrou-se dividido em duodeno, jejuno e íleo. A mucosa do duodeno f pela presença de pregas reticulares com semelhantes a "favos-de-mel". A passagem d para o jejuno foi marcada pela mudança na jejuno e o íleo apresentavam a mesma mucosa m pregas retilíneas justapostas. A espécie apresentou tamanho total do órgão em média d 41,59 cm (Tabela 1) e a *L. olivacea* média de 95,19 cm (Tabela 1).

De acordo com a descrição feita por Work (2000) e Wyneken (2001) todo o intestino delgado apresentou mucosa com aparência de "favos de mel", não fazendo distinção entre as regiões.

Internamente a transição do intestino delgado para o grosso se deu pela presença de um esfíncter, isso está de acordo com Rainey (1981) e Wyneken (2001), que denominaram de válvula ileocecal; o Intestino grosso (Figura 2) mostrou-se dividido em ceco (porção inicial, logo após o íleo), cólon (maior porção) e reto (porção final). Essas regiões foram de difícil identificação macroscópica, devido à ausência de limites de demarcação definidos O início do intestino grosso apresentou mucosa de espessura mais fina e marcado por pregas retilíneas espaçadas e logo depois passou a ser desprovido de pregas.

A espécie *C. mydas* apresentou tamanho total do órgão em média de 370,07±166,88cm e a *L. olivacea* média de 194,16±40,68cm (Tabela 1). As análises morfométricas dos intestinos revelaram que a espécie *C. mydas* apresentou intestino grosso maior que o intestino delgado, enquanto na espécie *L. olivacea* foi observado o inverso, esses achados estão de acordo com Stevens e Hume (1998), ao afirmarem que o intestino delgado tende a ser o mais longo nos carnívoros e o intestino grosso nos herbívoros.

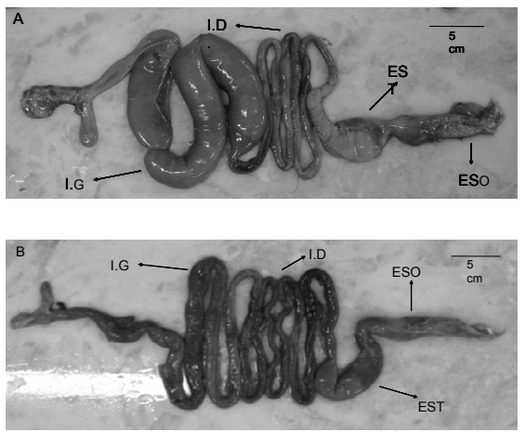


Figura 2. Fotografia do tubo digestório da espécie Lepidochelys olivacea (A) e Chelonia mydas (B). ESO= esôfago; EST= estômago; I.D= intestino Delgado; I.G= intestino grosso.

Tabela 1. Comprimento médio dos segmentos do tubo digestório das espécies *Chelonia mydas* e *Lepidochelys olivacea*. Natal-RN, 2006.

	Chelonia mydas	*Lepidochely*
Esôfago	17,25±2,75cm	24,66±5,88
Estômago	23,40 ± 9,35cm	44,18±12,03cm
Int. Delgado	170,61±30,61cm	292,37±72,59cm
Int. Grosso	398,91±177,67cm	196,20±45,14cm

Média/Desvio

Conclusão

Os achados morfométricos do tubo dig
tartarugas estudadas confirmaram o fato da *Chel*
ser animal herbívoro, na fase juvenil enquanto
Lepidochelys olivacea é onívora.

Referências

BJORNDAL, K. A. Foraging Ecology and Nutri
Turtle. In: LUTZ, P. L. & MUSICK, J. A. The
Sea Turtle.New York: Marine Science Series, 19
p.199-231.

BLAZQUEZ, F.J.H. *Histologia do sistema d*
peixes teleósteos. In: SEMANA SOBRE HIS
DE PEIXES, 2, Jabuticabal. Palestra. 1995.

CHEVALIER, J.; LARTIGES, A. *Les tortues n*
Antilles. Paris: Ed. Office National de La Chas
Faune Sauvage CNERA, 2001. 59 p.

FIDELIS, S. V.; BALLABIO, T.A.; GUEBI
Análise da relação corporal do trato gastroin
Chelonia mydas (Tartaruga Verde) juvenil do
Paraná. In: CONGRESSO BRASILEI
OCEANOGRAFIA. Anais... Vitória, Sociedade
de Oceanografia, 2005. p. 1-3.

RAINEY, W. E. Guide to Sea Turtle Visceral
NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC.
of California. 1981.

STEVENS, C.E.; HUME, I.D. Contributions of
vertebrate gastrointestinal tract to produ
conservation of nutrients. *Physiological Review*
v. 78, n. 2, p. 393-427, 1998.

WINEKEN, J. *The anatomy of sea turtles*. Mian
U.S. Departament of Commerce NOAA
Memorandum NMFS-SEFSC-470, 2001. p. 1-17

WORK, T.M. *Manual de necropsia de tortug*
para biólogos en refugios o áreas remota
National Wildlife Health Center Hawaii Fie
2000. 25 p.

Biometria do Tubo digestório de Indivíduos das Espécies *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758) e *Lepidochelys olivacea* (ESCHOLTZ, 1829).

MAGALHÃES, M. S., SILVA, P. F., SANTOS, A. J. B., COLUCHI., R., SILVA, N. B., MOURA, C. E. B.

In: 10º Simpósio de Biologia Marinha, 2007, Santos.

A caracterização morfológica do tubo digestório contribui para a compreensão da fisiologia da digestão em tartarugas marinhas. Esses animais apresentam uma dieta bastante diversificada. A tartaruga verde (*Chelonia mydas*) é a mais comum na costa brasileira. Enquanto filhote é onívora com uma forte tendência carnívora, tornando-se quase que exclusivamente herbívora quando juvenil e adulta. Já a tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) apresenta-se onívora durante toda a vida. O presente estudo tem como objetivo analisar comparativamente a biometria do tubo digestório de indivíduos de ambas as espécies. Foram utilizados 16 animais encontrados mortos no litoral do Rio Grande do Norte por técnicos do Projeto TAMAR/IBAMA, dos quais 6 foram da espécie *L. olivacea* e 10 da espécie *C. mydas*. Todos os animais analisados eram juvenis e apresentavam média de comprimento curvilíneo de carapaça de 36,68 (variando entre 30,00 e 49,00cm) nos exemplares de *C. mydas* e 49,32cm (variando entre 36,00 e 52,10cm nos exemplares de *L. olivacea*. A medida do comprimento de cada órgão (esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso), foi realizada com o tubo digestório aberto, levando-se em consideração presença de papilas, pregas e esfíncteres. Logo após, foram fixados em solução aquosa de formaldeído a 10% e depositados no Departamento de Morfologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Nos exemplares de *C. mydas*, cada órgão teve, em média, os seguintes comprimentos: esôfago, 17,25 ± 2,75cm; estômago, 23,40 ± 9,35cm; intestino delgado, 170,61 ± 30,61cm; intestino grosso, 398,91 ± 177,67cm. Nos indivíduos da espécie *L. olivacea*, os órgãos examinados apresentaram as seguintes médias de comprimento: esôfago, 24,66 ± 5,88cm; estômago, 44,18 ± 12,03cm; intestino delgado, 292,37 ± 72,59cm, intestino grosso 196,2 ± 45,14cm. Os resultados revelaram que o comprimento intestinal total foi maior na tartaruga verde confirmando o fato de que animais herbívoros apresentam intestino longo quando comparados com outros animais onívoros.

Palavras-chaves: Anatomia, Tubo digestório, Tartaruga verde, Tartaruga oliva.

Apoio: UFRN, Propesq, MCT, Projeto TAMAR/IBAMA.

ECOPEDAGOGIA EM UNIDADES DE CONSERVAÇÃO MARINHAS

"Relato de Intervenção na Comunidade de Fernando de Noronha-PE, BRASIL"

Pablo Mendonça[1], Güntzel-Rissato, C.; Cazzettam, M.; Freitas, A.; Mello, F. B.
[1] PPGOB/FURG pablomendonca@furg.br



Local & Dimensões

Região Nordeste do Mar Territorial Brasileiro: **360 km Rio Gde Norte**
545 km Recife



Arquipélago de Fernando de Noronha
(03º45'S - 03º57'S & 32º19'W - 32º41'W)



PARNAMAR-FN (Lei 96.693/88)
Área total: **11.270 ha.**

APA-FN-SPSP-AR (Lei 92.755/86)
Área total**: 79.706 ha.**

ILHA PRINCIPAL
Área: 17 km²
Extensão: 11 km
Largura: 3,5 km

Contexto

População: 400 a 800 (temporários)
2500 (moradores fixos)
19,7% + 40 anos
57,3% 0 e 30 anos

- 0 a 4 anos: 180 crianças
- 5 a 9 anos: 187 crianças
- 10 a 19 anos: 414 crianças



Educação Formal

- Escola Estadual Arquipélago (Ens. Fund. e Médio) → **620** matrículas
- Escola Bem-me-quer (Educação Infantil) → **150** matrículas

95,4% crianças de 07 a 14 anos está na escola
93,92% população > 5 anos é alfabetizada

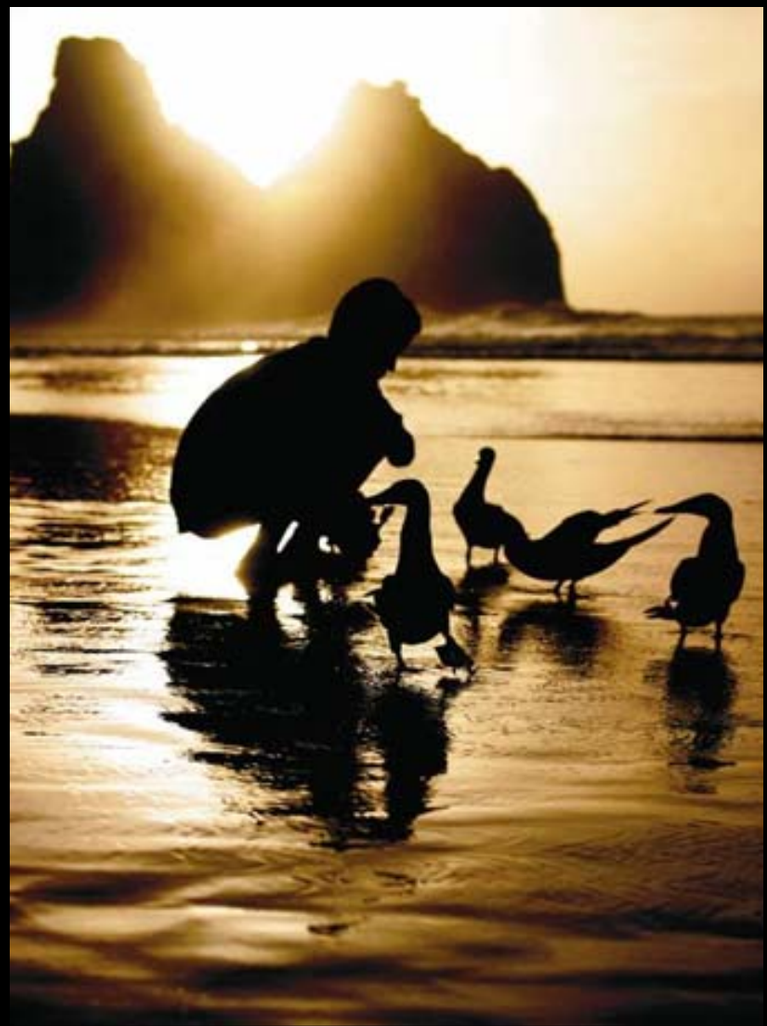
OBS:
População indica a educação como o principal problema (24% manifestações)

IDH : 1 dos > do Brasil → 99% econômico-ativo ocupado

Turismo crescente: 10.094 (1992) e **62.551 (2002)** → 18% ano

- Média permanência: 3 dias
- PIB **US$ 2.885,312,00** e per capita **RS$ 1.533,92** (> contribuintes per capta do Estado)

(IBGE, 1996;2000)



“Férias Ecológicas”

Início: 1990

Objetivo
Preencher o tempo ocioso das crianças durante o recesso escolar (férias letivas)

Idealizador responsável:
IBAMA/PARNAMAR-FN

Metodologia 2005

Equipe executora → 12 FACILITADORES

voluntários, acadêmicos e profissionais de ≠ áreas conhecimento

83 crianças → 03 grupos idades

1ª turma: 5 - 8 anos	Período: 10 a 15/ 01/2005	Nº Crianças: 35
2ª turma: 9 - 10 anos	Período: 17 a 22/ 01/2005	Nº Crianças: 27
3ª turma: 11 - 15 anos	Período: 24 a 29/ 01/2005	Nº Crianças: 21

Ações e linguagens adaptadas e concentradas no período de 1 semana

Atividades comum a todos os grupos (06 dias consecutivos)

1º dia O ambiente - Fernando de Noronha e eu
2º dia Ecossistemas de Fernando de Noronha
3º dia Inter-relações seres vivos e "desenvolvimento" de Fernando de Noronha
4º dia Fernando de Noronha e sua história
5º dia Da triagem à reciclagem - destino adequada dos resíduos
6º dia Reconhecendo a Ilha através do mar

Objetivos	Enfoque Dominante	Estratégias
- Experimentar o ambiente, p/ experimentar-se	Experiencial	Jogos Sensoriais
- Formar-se pelo ambiente	Cognitivo	Estudo do meio
- Sensibilizar para sua própria natureza	Sensorial	Vivências
- Compreender realidades	Intuitivo	Exploração
- Valorizar a dimensão cultural da sua relação com a natureza	Afetivo	Alternância subjetiva/objetiva
- Desenvolver conhecimento orgânico	Simbólico	Debates
	Criativo	Oficinas de criação

Adaptado (Sauvé, 2003)

[1º dia] O Ambiente - Fernando de Noronha e Eu

Objetivo: Estimular percepção do meio onde estão inseridos;
Identificar ações do processo de transformação do espaço



1º momento: "Teia da vida"
Apresentação dos facilitadores
e sondagem de conhecimentos

2º momento: "Trilha da vida" → (Re)descoberta do Eu no ambiente
Circuito composto por ≠ materiais para experimentação de sons, cheiros, sabores... "reconstrução" da história de F. Noronha.
No final descoberta do **Eu** como + uma das forças transformadoras







[2º dia] Ecossistemas de Fernando de Noronha

Objetivo: Reforçar percepção em relação ao entorno
Investigação, avaliação e diagnóstico ambiental

Atividades de reconhecimento ≠ habitats da Baía do Sueste

"Kit Detetive" (lupa, bloco de notas, lápis, saco de lixo)

Crianças ÷ 4 grupos c/ 2 monitores

- Anotar e desenhar observações
- Coletar eventual lixo encontrado
- Discutir em equipe as impressões
- Socializar com demais grupos









[3º dia] Inter-relações seres vivos e "desenvolvimento" FN

Objetivo: Resgatar atividade anterior
Contextualização temporal e localização espacial

1º momento:
Dinâmica percepção de sons e ritmos
Dinâmica expressão através desenho coletivo
Reprodução, identificação e discussão sons Sueste





2º momento:
Dinâmica do Flanelógrafo
Dramatização da história geológica – biológica – cultural



3º momento:
Mapa mental

[4º dia] Fernando de Noronha e sua História

Objetivo: Localizar no tempo-espaço a ocupação humana
Sondagem dos conhecimentos sobre a história local

2 enfoques diferenciados:



Crianças < 10
Visita ao 1º núcleo de ocupação FN
Museu Histórico
Antigo ponto de captação de água

Crianças > 10 anos
Resgate de ruínas da ocupação militar

Crianças ÷ 6 grupos c/ 2 monitores



- Análise planta baixa (ruínas)
- Localização das antigas construções
- Representação e construção de croquis

[5º dia] Da triagem à reciclagem – destino adequado dos resíduos

Objetivo: Problematizar processo de geração do lixo no Arquipélago
Conhecer local de destino dos resíduos
Conhecer processo de compostagem

1º momento: Visita Usina de Triagem F. Noronha











2º momento:
Espaço cultural Air France p/ sistematização, problematização
Manifestação artístico-criativa



[6º dia] Reconhecendo a Ilha através do mar

Objetivo: Observar a ilha por outro ângulo/perspectiva
Observar comportamento de animais marinhos









Considerações Finais

Análise metodológica sob 2 aspectos:

1. Separar crianças por grupo de idades facilita alcance objetivos
   Permite observar indicadores de sucesso
   Possibilita + atenção individual (desenvolvimento de laços afetivos)
2. Redução e concentração das atividades ao período de uma semana, deixa as crianças "ociosas" nas semanas subseqüentes.

OBS:
As 83 crianças atendidas ao mesmo tempo, potencialmente, significariam um risco a qualidade das atividades desenvolvidas (infra-estrutura, nº.facilitadores etc.), visto que as ações não se limitaram a simples *recreação*.

Para atuações futuras sugere-se:

> Envolvimento dos pais (ñ restrito a festa de encerramento)

Implementação de atividades semelhantes nas férias de julho

Integração e inclusão da 3ª idade em atividades conjuntas com as crianças, valorizando o saber e a cultura dos mais antigos moradores para facilitar o resgate da memória local e compreensão da situação presente

Agradecimentos



Fotografias:
Acervo ADFN
Acervo Golfinho Rotador
Acervo PARNAMAR-FN
Acervo TAMAR
Antônio Melcoop
Cecília de Sá Pereira
Flávio Costa
Hans Von Baron
Ivaldo Bezerra

Financiamento

Apoio

Presença de Lixo no Tubo Digestório de Tatrugas Marinhas no Litoral do Rio Grande do Norte e Possíves Lesões Decorrentes desta Contaminação.

SILVA, P. F., MAGALHÃES, M. S., SANTOS, A. J. B., COLUCHI., R., SILVA, N. B., MOURA, C. E. B.

In: 10º Simpósio de Biologia Marinha, 2007, Santos.

As principais ameaças às tartarugas marinhas são a pesca acidental, a destruição de habitat, a intervenção humana nas praias de desova e a poluição marinha tanto por derramamentos de óleo como por lixo. A origem desse material é provavelmente de rios ou das praias, ambos sendo levados para o oceano pela ação das marés. A ingestão incidental de sacos plásticos ou de outros tipos de lixo pode obstruir o trato digestório das tartarugas marinhas, provocando-lhe úlceras ou ainda inclusões intestinais, sendo a causa da sua morte. O presente trabalho objetivou avaliar a presença de lixo no tubo digestório de tartarugas marinhas no litoral do Rio Grande do Norte e possíveis lesões decorrentes desta contaminação. Durante o período de março a novembro de 2006, foram doados 11 animais (7 da espécie *Chelonia mydas* e 4 da *Lepidochelys olivacea)* encontrados mortos por técnicos do Projeto TAMAR/IBAMA ao Departamento de Morfologia da UFRN. Os animais foram necrospiados para análise do conteúdo gastrintestinal e presença de lesões nos órgãos digestórios. Verificou-se que dos animais estudados, um (14,28%) da espécie *C. mydas* e um (25,00%) da *L. olivacea* ingeriram algum tipo de material de origem antropogênica. Os materiais encontrados foram plástico maleável, um outro tipo de plástico mais rígido, papel e fragmentos de rede de pesca, em ambas as espécies. Também foram observadas ulcerações na mucosa gastrintestinal destes animais, entretanto na *C. mydas* estas lesões localizavam-se apenas no intestino grosso enquanto na *L. olivacea*, no estômago. Apesar do numero pequeno de amostras pode-se observar que a taxa de ingestão de itens antrópicos é preocupante.

Palavras-chaves: Poluição, *Lepidochelys olivacea, Chelonia mydas*, ulcerações gastrintestinais.

Apoio: UFRN, Propesq, MCT, Projeto TAMAR/IBAMA.

DIVERSIDADE DE MICROSSATÉLITES EM TARTARUGAS CABEÇUDAS, *Caretta caretta* (REPTILIA: CHELONOIDAE), CAPTURADAS INCIDENTALMENTE NO LITORAL SUL/SUDESTE DO BRASIL.

Vargas, SM[1]; Soares, LS[2]; Santos, FR[1]
[1] Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, ICB, UFMG, Belo Horizonte, MG, Brazil
[2] Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 105, Linhares, ES, 29900-970, Brazil

A tartaruga cabeçuda ou mestiça, *Caretta caretta*, é considerada “em perigo de extinção” pela IUCN e pelo IBAMA e habita os oceanos Atlântico, Mediterrâneo, Pacífico e Índico. Distribui-se globalmente ao longo de latitudes tropicais e subtropicais, mas ocorre mais em áreas temperadas do que outras tartarugas marinhas da mesma família. No território brasileiro, entre os estados do Rio de Janeiro e Sergipe, encontra-se o maior agrupamento de tartarugas cabeçudas da América Latina (54% do total de desovas de tartarugas marinhas observadas no litoral brasileiro), que desovam entre os meses de setembro e março. Juvenis desta espécie são encontrados ao longo do litoral Sul/Sudeste do Brasil e representam 72% das tartarugas capturadas incidentalmente pela pesca de espinhel pelágico, o que pode estar levando a uma redução das populações desta espécie. Com o objetivo de analisar a diversidade genética remanescente da população de *C. caretta* incidentalmente capturada na região Sul/Sudeste do Brasil foram usados 4 lócos de microssatélites autossômicos (Cc1F01, Cc1G02, Cc1G03 e Cc7G11). Biópsias de pele coletadas de 84 indivíduos pelo Projeto Tamar-Ibama foram processadas e genotipadas. Todos lócos apresentaram altos índices de diversidade e grande número de alelos (11 a 15). As heterozigosidades observadas e esperadas foram, respectivamente, 0,71 e 0,87 para o loco Cc1F01, 0,83 e 0,91 para Cc1G02, 0,78 e 0,91 para Cc1G03 e 0,78 e 0,85 para Cc7G11 Apenas o lóco Cc1G02 apresentou-se em equilíbrio de Hardy-Weinberg. As heterozigosidades médias obtidas foram 0,78 para a observada e 0,89 para a esperada. Estes resultados coincidem com dados anteriores que mostraram índices relativamente altos de diversidade baseados na região controle do DNA mitocondrial (h = 0,7344 e π = 0,01912) na mesma população que, sabidamente, agrega animais de regiões de desova tanto do Brasil quanto do oeste Africano e Oceano Índico. Estes dados ressaltam a importância das áreas onde ocorre captura incidental no Brasil, que apresentam altos níveis de diversidade e cuja população deve ser preservada, mitigando os efeitos negativos da pesca.

Apoio Financeiro: Capes, Fundação Pró-TAMAR

UNIÃO METROPOLITANA DE EDUCAÇÃO E CULTURA
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E DA SAÚDE
CURSO DE MEDICINA VETERINÁRIA

RENATA DEL BIANCO CARVALHO

IDENTIFICAÇÃO DE PARASITAS INTESTINAIS E SUA IMPORTÂNCIA NA CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS DAS ESPÉCIES *CARETTA CARETTA* E *ERETMOCHELYS IMBRICATA,* CRIADAS EM CATIVEIRO NA PRAIA DO FORTE – BAHIA.

LAURO DE FREITAS, DEZEMBRO DE 2007

RENATA DEL BIANCO CARVALHO

IDENTIFICAÇÃO DE PARASITAS INTESTINAIS E SUA IMPORTÂNCIA NA CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS DAS ESPÉCIES *CARETTA CARETTA* E *ERETMOCHELYS IMBRICATA,* CRIADAS EM CATIVEIRO NA PRAIA DO FORTE – BAHIA.

Monografia apresentada ao Curso de Medicina Veterinária – FAZ - UNIME – União Metropolitana de Educação e Cultura, como requisito parcial para obtenção do grau de Médico Veterinário.

Orientador:
Marco Tullio Rodrigues Brasileiro

Co-Orientador:
Thaís Torres Pires

LAURO DE FREITAS – BA
2007

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43

2007

Folha de Aprovação

RENATA DEL BIANCO CARVALHO

IDENTIFICAÇÃO DE PARASITAS INTESTINAIS E SUA IMPORTÂNCIA NA CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS DAS ESPÉCIES *CARETTA CARETTA* E *ERETMOCHELYS IMBRICATA,* CRIADAS EM CATIVEIRO NA PRAIA DO FORTE – BAHIA.

Monografia apresentada como exigência para obtenção do grau de Médico(a) Veterinário(a) a Faculdade de Ciências Agrárias da Saúde no curso de Medicina Veterinária da União Metropolitana de Educação e Cultura.

Banca Examinadora

_____

NOME DO ORIENTADOR

_____

NOME DO EXAMINADOR

_____

NOME DO EXAMINADOR

_____

NOME DO EXAMINADOR

Lauro de Freitas, _____ de dezembro de 2007

Agradecimentos

Aos meus pais Honório Teixeira de Carvalho Junior e Maria da Glória Del Bianco Carvalho, pessoas que sempre foram exemplos de coragem, amor, determinação e perseverança.

Ao Prof. Ms. Marco Tullio Rodrigues Brasileiro, mais que um professor, um amigo com quem interagi por 2 anos, tendo uma amizade que me deu experiência e amadurecimento e, sem dúvida, é um professor no sentido profundo da palavra.

Ao Prof.Ms. Adamas Tassinari Bonfada, uma pessoa convicta, delicada e sensível, um amigo que sempre compartilhou entusiasticamente de todos os meus projetos.

Ao Prof. Dr. Heitor Povoas, uma pessoa de visão, entusiasta e o motivador de todos os projetos e sonhos que desenvolvi no período da faculdade.

A Médica Veterinária, Ms. Thaís Torres Pires pelo incentivo, orientação e apoio durante todo o período de estágio supervisionado no Projeto Tamar-ICMBio na Praia do Forte.

A Médica Vetrinária, Ms. Ana Fernanda do Laboratório do Hosvet, pela orientação e paciência durante todo o período que estive presente no laboratório.

Ao Projeto-Tamar, que sempre propiciou um ambiente de trabalho favorável, facilitador de minha jornada.

Meus agradecimentos especiais a esta Faculdade e seus Professores, responsáveis pela minha formação.

O Projeto Tamar é o programa nacional de conservação e manejo das tartarugas marinhas no Brasil, pelo qual tem como objetivo proteger as cinco espécies que visitam o litoral brasileiro. A base da Praia do Forte protege 30 Km de praias situadas no litoral norte da Bahia onde desovam as espécies *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata, Lepidochelys olivacea e Chelonia mydas*. As tartarugas marinhas, são animais solitários que realizam grandes rotas migratórias, são susceptíveis a enfermidades parasitarias e podem hospedar vários helmintos, tornando-se possíveis disseminadores em meio aquático. As possibilidades reais de estudo sobre as endoparasitoses gastrointestinais de tartarugas marinhas possibilitam a ampliação do conhecimento da patogenia propriamente dita e dos riscos envolvidos com o seu aparecimento. Esse estudo tem o objetivo de identificar os parasitos gastrointestinais das espécies *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* criadas em cativeiro no centro de visitantes do Projeto Tamar, localizado na Praia do Forte. Para o diagnostico foram utilizado dez gramas de amostra de fezes, e a metodologia utilizada foi a técnica de sedimentação simples, também sendo realizado a técnica de flutuação de Willis Mollay. Os ovos de nematódeo encontrados nas fezes das tartarugas marinhas pertencem a família ascaridídae e são da espécie *Sulcascaris sulcata*. O trematódeo encontrado neste estudo no momento não foi identificado. Conclui-se que a técnica de sedimentação foi simples e efetiva para a identificação dos parasitos, em relação a técnica de flutuação, e a infestação encontrada nos animais não causam manifestações clinicas aparentes.

Palavras-chave: endoparasitose, Tamar, *Sulcascaris sulcata*

Abstract

“Projeto Tamar” os a natinal program including conservation and managing Brazilian sea turtles, which the main objective is to protect from extinction the five species that visit Brazilian coast during their migration. Praia do Forte beach base is responsible for protecting a wide range of 30 km of hatching area in north Bahia coast, in which the main species are respresented by *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata*. Sea turtles are naturally lonely living animals, and they perform long migratory routes, therefore they are susceptible to parasites and helmints. For this reason they can easily become reservoirs and spread the parasites in the aquatic environment. New informations about gastric intestinal parasitoses from sea turtles can lead to new information about pathogenic risks and clinical data. The objective of this study is to identify enteric parasites from species *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata* breeded in Praia do Forte. It was collected 10 grains of fresh feces used as sample from the tanks to run the simple sedimentation technique. I was found nematode eggs from ascrididae family from *Sulcascaris sulcata* species. It was also found a trematode worm but could not be classified more specifically. The author could conclude that it was possible to find intestinal parasite using the sedimentation technique better than floating technique and the infestation was considered brand, not causing any clinical effect in the indiciduals from the tank.

Keywords: endoparasite, Tamar, *Sulcascaris sulcata*

Lista de figuras

Figura 1. As cinco espécies de tartarugas que ocorrem na costa do Brasil. 12
Figura 2 - Vista aérea do centro de visitantes da base da Praia do Forte (Arquivo Projeto-Tamar)..... 16
Figura 3 - Captura incidental por arte de pesca de tartaruga marinha (Arquivo Projeto-Tamar)..... 17
Figura 4 - Lixo encontrado no intestino em necropsia der *Chelonia mydas*. 18
Figura 5 - Chave de identificação da espécie Caretta caretta (WYNEKEN ,2001). ... 19
Figura 6 - Chave de identificação da espécie Eretmochelys imbricata (WYNEKEN, 2001). 20
Figura 7 - Foto microscópica do ovo de *Sulcascaris sulcata* 62-75*µm* encontrado em fezes de *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* através da técnica de sedimentação. 31
Figura 8 - Foto por microscopia eletronica do ovo de *Sulcascaris sulcata* encontrado em fezes de *Caretta caretta* (JACOBSON, 2007). 31
Figura 9 - Foto microscópica de ovo e/ou larva de trematódeo encontrado em fezes de tartaruga marinha. 31

Lista de tabelas

Tabela 1. Relação das espécies e numero de animais por tanque no Projeto-Tamar da Praia do Forte.....29

Tabela 2. Biometria das tartarugas marinhas do tanque 03 e do tanque praia do centro de visitantes da Praia do Forte. 30

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis.

IUCN – The World Conservation Union.

ICMbio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.

TAMAR – Junção da palavra Tartaruga e mar.

Sumário

Agradecimentos IV
Resumo V
Abstract VI
Lista de figuras VII
Lista de tabelas VIII
Lista de abreviaturas e siglas IX
Sumário 10
1 INTRODUÇÃO 11
2 JUSTIFICATIVA 14
3 REVISÃO DE LITERATURA 15
3.1 Conservação das tartarugas marinhas 15
3.2 Anatomia e Característica das tartarugas 19
3.3 Identificação Parasitária 20
4 OBJETIVOS 26
4.1 Objetivo Geral 26
4.2 Objetivos Específicos 26
5 MATERIAL E MÉTODOS 27
6 RESULTADOS 29
7 DISCUSSÃO 32
8 CONCLUSÃO 36
9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 37

1 INTRODUÇÃO

A origem dos répteis está registrada na era Paleozóica há 250 milhões de anos atrás, esta classe dominou a Terra na era Mesozóica há 200 milhões de anos, conhecida como “Era dos Répteis”. Das 23 ordens existentes naquele período, somente quatro existem atualmente, entre elas a Testudinata com 302 espécies de quelônios (GOULART, 2004).

As tartarugas marinhas estão classificadas na ordem Chelonia (Testudinata), na subordem Cryptodira, pertencentes a duas famílias: Dermochelyidae que é representada pela espécie *Dermochelys coriacea*, e a Cheloniidae que possui três subfamílias. A subfamília Chelonini com a espécie *Chelonia mydas*, a subfamilia Carettini que inclui a *Caretta caretta, Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea e a Lepidochelys kempii,* e a subfamília Natatorini que inclui a espécie *Natator depressus* (GOULART, 2004; PROJETO TAMAR, 2005; CUBAS ;BAPTISTOTTE, 2007).

Das sete espécies de tartarugas marinhas existentes no mundo, cinco ocorrem no litoral do Brasil, são elas: *Caretta caretta* (tartaruga cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga de pente), *Chelonia mydas* (tartaruga verde) e *Lepidochelys olivacea* (tartaruga oliva), e *Dermochelys coriacea* (tartaruga de couro) (Figura 1). As tartarugas marinhas tiveram origem terrestre e evoluíram para vida aquática, seus ossos carpianos e tarsianos são fundidos, modificando seus membros em nadadeiras. Suas vértebras diminuíram em número e fusionaram-se às costelas formando um casco leve, mas resistente e hidrodinâmico, são portanto animais ágeis na água e lentos na terra. Outra importante adaptação foi a substituição dos dentes por um bico córneo devido aos hábitos alimentares destes animais.



Figura 1. As cinco espécies de tartarugas que ocorrem na costa do Brasil.

A cópula ocorre em águas profundas ou costeiras, a fecundação é interna, e uma única fêmea pode desovar cerca de três a cinco vezes numa mesma temporada reprodutiva. Cada ninho tem em média 120 ovos, sendo que estes são incubados pelo calor da areia por um período de 50 a 60 dias. Geralmente as fêmeas retornam para desovar na mesma região em que nasceram. Dependendo do estágio de vida e da espécie, elas podem ser herbívoras ou onívoras. As tartarugas

marinhas são animais solitários e podem permanecer submersas durante muito tempo devido a diminuição do metabolismo, possuindo também a visão, audição, olfato e capacidade de orientação muito bem desenvolvidas (Projeto Tamar-Ibama, 2007a; BONNIE, 2003).

Lutz ; Musick (1996) afirmaram que no século XIX as tartarugas marinhas eram abundantes no ecossistema marinho, distribuídas pelos oceanos tropicais e subtropicais. De acordo com Louro *et al.,* 2006, as populações de tartarugas marinhas estão atualmente, ameaçadas de extinção devido ao consumo de carne e ovos destes animais, poluição dos mares, destruição da área reprodutiva e captura incidental pela pesca. Todas as espécies de tartarugas marinhas são consideradas ameaçadas de extinção e constam nas listas UICN e IBAMA (PROJETO TAMAR, 2005; PUPO *et al*, 2006).

As tartarugas são animais susceptíveis a enfermidades parasitárias, e as rotas migratórias realizadas por elas, facilitam a disseminação de parasitos entre as populações. Entretanto, pouco se conhece sobre o ciclo de vida dos parasitos e seus tratamentos (VIVALDO *et al*, 2006).

A parasitologia se baseia no estudo das relações entre parasitos e seus hospedeiros. Cubas ; Baptistotte (2007) relatam que muitos gêneros de helmintos são encontrados em tartarugas marinhas. Vários trematódeos têm sido estudados no reino Reptilia, sendo as tartarugas marinhas comumente afetadas. Lauckner, (1985) identificou 51 espécies de trematódeos em tartarugas verdes (*Chelonia mydas*), enquanto que Yamaguti (1971) relatou a existência de 60 espécies de trematódeos em tartarugas marinhas de diversas partes do mundo e Werneck (2007) observou a existência de 16 espécies de trematódeos, descritas até o momento, na Costa Brasileira.

2 JUSTIFICATIVA

As tartarugas marinhas são susceptíveis a enfermidades parasitárias e são possíveis disseminadores destes parasitas em meio aquático. No entanto poucos trabalhos acerca deste tema foram realizados no Brasil. As possibilidades reais de estudo das endoparasitoses gastrointestinais de tartarugas marinhas, possibilitam a ampliação do conhecimento da patogenia propriamente dita e dos riscos envolvidos com o seu aparecimento. Além disso, permitem um diagnóstico mais preciso e funcionam como importante método de avaliação da saúde dos animais. Ressalta-se a importância do acompanhamento clínico das tartarugas mantidas em cativeiro, onde o estresse de confinamento e a densidade populacional modificada implica em maiores possibilidades de infestações parasitárias.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Conservação das tartarugas marinhas

O Projeto Tamar-ICMBio, criado em 1980, é o programa nacional de conservação e manejo das tartarugas marinhas no Brasil, tendo como objetivo proteger as cinco espécies que visitam este litoral (Projeto Tamar, 2007b). Devido a alterações antrópicas, apenas poucas áreas possuem características ambientais próprias para a nidificação (MARCHESKL, 1992). O Projeto possui atualmente, vinte e duas bases localizadas em nove estados brasileiros, protegendo principalmente as áreas de reprodução e alimentação localizadas no continente e ilhas oceânicas. No litoral da Bahia estas bases estão localizadas em Arembepe, Praia do Forte, Costa do Sauípe e Sítio do Conde (MARCOVALDI;MARCOVALDI, 1999 ; BAPTISTOTTE *et al*., 2003).

A base do Projeto Tamar-ICMBio na Praia do Forte protege uma área de 30Km do litoral da Bahia, desde a foz do rio Jacuípe até a foz do rio Imbassaí. A área de atuação abrange as comunidades da Praia do Forte até a Barra do Jacuípe. As principais espécies de tartarugas marinhas que desovam nesta área são *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata,* sendo a temporada reprodutiva compreendida entre os meses *de* setembro a março. Além destas espécies, podem ocorrer desovas de *Chelonia* mydas *e Lepidochelys olivacea*, porém, em menor número. É válido ressaltar que a região também é uma importante área de alimentação de indivíduos jovens da espécie *C. mydas* (MARCOVALDI;LAURENT, 1996). A base Praia do Forte favoreceu o ecoturismo na região, e através da implantação de um centro de visitantes (Figura 2), realiza atividades voltadas para a conservação das tartarugas marinhas. Além destas atividades, o Tamar auxilia no desenvolvimento comunitário local, através da geração direta de empregos e da criação de alternativas econômicas sustentáveis. (MARCOVALDI;VIEITAS, 1997; PROJETO TAMAR, 2005).

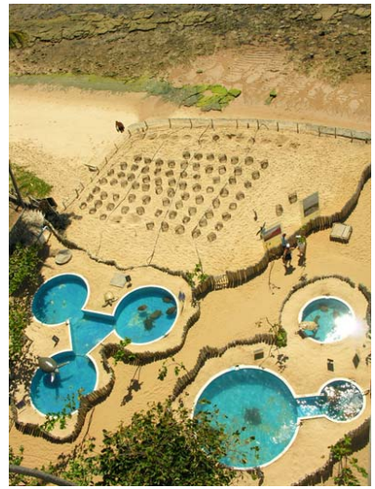


Figura 2 - Vista aérea do centro de visitantes da base da Praia do Forte (Arquivo Projeto-Tamar)

As estratégias de conservação utilizadas pelo Tamar incluem o monitoramento das áreas de alimentação e reprodução, a implementação de medidas que visam diminuir a captura incidental de tartarugas pelas diferentes artes de pesca e o desenvolvimento de atividades voltadas para educação ambiental. (MARCOVALDI;LAURENT, 1996 ; SANCHES, 1999 ; CASTILHO *et al*, 2003).

A captura incidental de tartarugas marinhas (Figura 3) em redes de emalhe de deriva e espinhéis pelágicos vem promovendo grande mortalidade na população destes animais (PROJETO TAMAR, 2005). Em função disto, na década de 90 o Tamar desenvolveu estratégias voltadas à interação das tartarugas com a pesca, com o objetivo de minimizar a captura incidental. A *Dermochelys coriacea* é a espécie mais capturada por pescarias oceânicas (espinhéis pelágicos), uma vez que estes animais habitam áreas de maior profundidade. Indivíduos das espécies *Chelonia mydas* e *Caretta caretta* são capturados em maior número por pescarias costeiras que utilizam redes (SALES *et al.,* 2003 ; SALES *et al*., 2004). A mortalidade de

tartarugas marinhas nos primeiros anos de vida é extremamente alta, sendo que apenas uma ou duas de cada 1000 filhotes atingem a idade adulta (CROUSE, 1999 ; MARCOVALDI *et al.,* 2003 ; MARCOVALDI *et al.*, 2006).



Figura 3 - Captura incidental por arte de pesca de tartaruga marinha (Arquivo Projeto-Tamar).

A iluminação artificial fora dos padrões exigidos pela legislação também é considerada uma grande ameaça às tartarugas marinhas. Os filhotes são especialmente afetados, uma vez que o excesso de luminosidade nas praias no momento do nascimento desorienta-os dificultando que encontrem o caminho do mar. Devido a este fato, tornam-se presas fáceis ou morrem por desidratação. A iluminação artificial nas praias também interferem no processo reprodutivo, afugentando as fêmeas no momento da desova (MARCHESKL, 1992 ; PROJETO TAMAR, 2005 ; MARCOVALDI *et al.*, 2006).

Atualmente um dos maiores desafios para a conservação destes animais é o impacto causado pela ocupação litorânea desordenada. O turismo não sustentável e a implantação de condomínios, resorts e complexos hoteleiros afetam diretamente

ou indiretamente a população de tartarugas marinhas. O sombreamento das grandes construções na beira mar, pode alterar a temperatura média da areia, interferindo na proporção de machos e fêmeas, já que a temperatura é responsável pela determinação sexual dos filhotes de tartaruga marinha, no primeiro terço da incubação dos ovos. O trânsito de veículos nas praias de desova pode provocar compactação da areia, impedindo ou dificultando a saída dos filhotes recém eclodidos, além do risco de atropelamento dos animais. O derramamento de substrato químico (ex: petróleo), assim como a presença de lixo (ex: plástico, nylon) e a contaminação das águas por esgotos domésticos e químicos não tratados causam grande mortalidades entre as populações de tartaruga marinha (Figura 4.). Estes animais confundem o lixo com alimento e acabam ingerindo-o causando impactação ou ruptura intestinal, assim como podem causar asfixia (PROJETO TAMAR, 2005 ; MARCOVALDI, 2006).



Figura 4 - Lixo encontrado no intestino em necropsia der *Chelonia mydas*.

3.2 Anatomia e Característica das tartarugas

A espécie *Caretta caretta* conhecida popularmente como tartaruga cabeçuda, por apresentar uma cabeça grande em relação ao corpo e uma mandíbula forte. Seu casco possui uma coloração amarronzada e seu ventre é amarelo. Possui cinco pares de escudos laterais justapostos e escudo nucal em contato com o primeiro par de escudo lateral (Figura 5). O casco das cabeçudas freqüentemente funcionam como substrato para fixação de epibiontes. Esta espécie possui dois pares de escudos pré-frontais e três pares de escudos pós-orbitais (WYNEKEN, 2001). A média do comprimento curvílineo de carapaça é de 100cm, tendo um peso médio de 150Kg. Sua alimentação é constituída por caranguejos, moluscos, camarões, siris, e invertebrados de forma geral. Ocorre nos oceanos tropicais e subtropicais, podendo também ser encontrada em águas temperadas. No Brasil é a espécie que mais desova em praias continentais, podendo ser vista desovando do litoral norte do estado do Rio de Janeiro à Sergipe, com maior concentração de ninhos no litoral norte da Bahia (PROJETO TAMAR, 2007d).

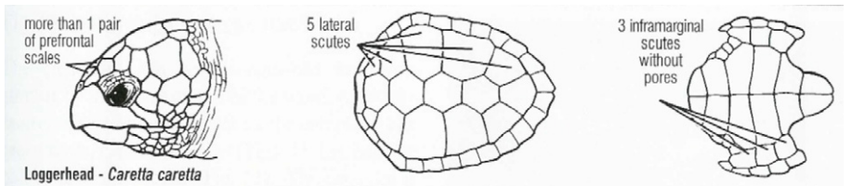


Figura 5 - Chave de identificação da espécie Caretta caretta (WYNEKEN ,2001).

A *Eretmochelys imbricata* conhecida popularmente como tartaruga de pente, possui uma cabeça pequena com um bico não serrilhado semelhante ao de uma ave (Figura 6). Os filhotes desta espécie possuem carapaça e plastrão de coloração marrom escuro e a medida que o animal cresce a coloração da carapaça se desenvolve em amarelo, preto, bronze e marrom, e o ventre é de coloração clara. A carapaça possui quatro pares de escudos laterais, sendo estes sobrepostas e o

escudo nucal não toca o primeiro par de escudos laterais. Também possuem dois pares de escudos pré-frontais e três pares pós-orbitais (WYNEKEN, 2001). Seu comprimento curvilíneo de carapaça tem em média 100cm e seu peso médio é de 80Kg. É considerada a mais tropical de todas as tartarugas marinhas, habitando áreas de recifes de corais. No Brasil a principal área de reprodução é no litoral norte da Bahia. Quando filhote alimenta-se de pequenos crustáceos, é onívora quando juvenil e quando adulta se alimenta principalmente de esponjas (PROJETO TAMAR, 2007d).

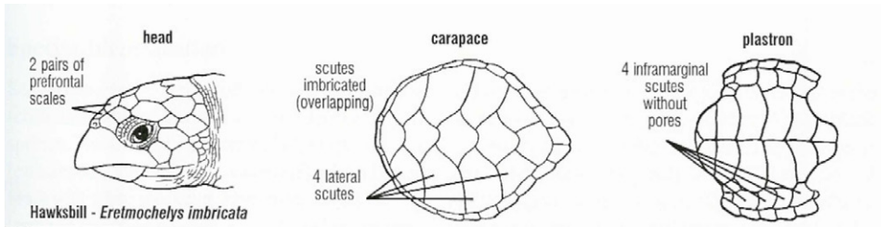


Figura 6 - Chave de identificação da espécie Eretmochelys imbricata (WYNEKEN, 2001).

3.3 Identificação Parasitária

As tartarugas marinhas podem hospedar vários helmintos, se contaminando através da ingestão de hospedeiros intermediários que constituem sua dieta, como peixes e crustáceos. Os vermes adultos, que habitam o trato gastrointestinal, causam desde irritação da mucosa a regurgitação, anemia, anorexia e desidratação, o que compromete a saúde do animal (HESBEST;JACOBSON, 1995 ; GEORGE, 1997 ; WALLACH;BOERVER, 1983). Assim como para outras espécies, o diagnóstico das endoparasitoses se dá pela observação de ovos e larvas nos exames de fezes (WALLACH;BOERVER, 1983)

Os nematódeos da superfamília Ascarididae, parasitam répteis terrestres e aquáticos, tendo preferência ou tendência a parasitar certos grupos. *Sulcascaris* e *Angusticaecum* são encontrados somente em quelônios. O animal infectado elimina as fezes com os ovos no ambiente, que ficam expostos a temperatura favorável ao seu desenvolvimento. Na segunda ou terceira semana a larva já se encontra em estagio infectante. Alguns ovos podem eclodir espontaneamente e outros são ingeridos pelos hospedeiros intermediários, que são crustáceos, moluscos, peixes, anfíbios, lagartos e pequenos mamíferos. A infestação por nematódeos torna-se patológica a depender do número de parasitos presentes no hospedeiro definitivo (FRYE,1991).

Entre os nematódeos que parasitam o sistema gastrointestinal das tartarugas marinhas, os mais comuns são os ascarídeos, que são observados com maior freqüência na região pilórica. Dentre estes, as espécies *Anisakis e Sulcascaris sulcata* tem sido relatado parasitando algumas espécies de tartarugas marinhas (GEORGE, 1997).

Em um estudo a espécie Anisakis foi encontrada parasitando as tartarugas marinhas na costa da Austrália, as larva se encontravam aderidas na superfície da mucosa do estômago e intestino, causando ulceras hemorrágicas (JACOBSON, 2007).

As espécies mais comumente afetadas pelo *S. sulcata* são *Chelonia mydas* (tartaruga verde) e *Caretta caretta* (tartaruga cabeçuda) (HESBEST;JACOBSON, 1995). A espécie *Sulcascaris sulcata* foi relatada parasitando tartarugas marinhas que habitam o Mediterrâneo, e oeste dos oceanos Atlântico e Pacifico. Quando adultos, os nematódeos podem ser diferenciados pela cauda que distinguem machos e fêmeas. A larva infectante possui 0,5mm de comprimento (HOFF *et al*., 1984), enquanto que os vermes adultos podem medir até 111mm (JACOBSON, 2007).

A chave para identificação da família ascarididae, é visualização do sistema excretor em forma de diapasão. Pode ter o esôfago com ou sem ventrículo podendo este apresentar-se sem apêndice, com dois ou três apêndices posteriores. Toda essa anatomia será identificada no verme adulto. O verme da espécie *S. sulcata*, tem o corpo não enrolado de tamanho médio. Os machos (com espículas aladas) são menores que as fêmeas (vulva sem lábios com dois ramos uterinos). A fêmea possui lábios robustos, uma fileira de dentes pequenos e afilados, interlábios presentes, profunda goteira pós-labial separando o corpo do lábio, papila cervical após o anel nervoso, esôfago seguido por ventrículo com papilas esofágicas, ceco pequeno, sistema excretor bilateral e asa cervical ausente. (VICENTE *et al,* 1993).

Os sinais clínicos da infestação por estes parasitas são inespecíficos, tendo início com a regurgitação, que pode evoluir para dilatação gástrica, gastrite, úlceras e perfurações gastrointestinais, obstrução e intussuscepção (FRYE, 199). A obstrução pode levar a uma predisposição a infecção bacteriana sistêmica secundaria, cujo os sintomas incluem anemia e anorexia (WALLACH;BOEVER, 1983). Em infestações severas pode ocorrer a obstrução do intestino grosso pela presença de grandes massas de vermes mortos depois de um tratamento anti-helmíntico (HOFF *et al*., 1984).

O diagnóstico da presença de nematódeos, pode ser feito através do exame de fecal de flutuação, com visualização do ovo ou larva. A observação do verme adulto na regurgitação após alimentação, assim como a visualização do parasita no trato gastrointestinal durante necropsia, e no esôfago e estômago através de endoscopias, além dos exames histológicos de tecidos com larvas e ovos, também possuem grande papel diagnóstico (FOWLER, 1986 ; FRYE,1991 ; JACOBSON, 2007).

Para o tratamento dos repteis parasitados com nematódeos, foi preconizado o uso do tiabendazole na dose de 25 a 50mg/kg, utilizando sempre diluições adequadas, já que doses muito concentradas pode levar a uma impactação gastointestinal. O mebendazole também é indicado na dose de 20mg/kg por dois dias consecutivos, enquanto o levamizole é recomendado na dose de 5mg/kg e o fenbedazole na dose de 50 a 100mg/Kg por via oral ou subcutânea (WALLACH, 1983 ; FOWLER, 1986).

Muitos trematódeos têm sido relatados no grupo dos répteis, sendo as tartarugas marinhas as mais comumente afetadas, como as tartarugas verde com 51 espécies reportada de trematódeo. Adultos de trematódeos são observados em todo trato gastrointestinal, assim como em rim e pulmão de répteis, com transmissão pela ingestão de moluscos infectados. O ciclo do parasito inicia com a eliminação dos ovos através das fezes ou urina. Eventualmente pode acontecer uma infecção do hospedeiro definitivo pelo parasito no estagio larval através da ingestão deste. Uns dos poucos sinais clínicos observados são eventuais períodos de anorexia. O diagnóstico pode ser feito pelo achado de vermes adultos ou ovos na boca, cloaca e fezes de répteis. O controle se faz com a eliminação dos hospedeiro intermediário quebrando o ciclo do parasito (WALLACH ;BOERVER, 1983 ; LAUCKNER, 1985 ; FOWLER, 1986 ; JACOBSON, 2007).

A família Spirorchiidae que fazem parte do gênero trematódeo, são parasitos que causa maior dano as tartarugas marinhas, este habita o sistema vascular quando verme adulto, tendo as tartarugas marinhas como hospedeiro defenitivo. Severas lesões são encontrados na mucosa e submucosa gastrointestinal, pulmão e coração. A tartaruga da espécie *Caretta caretta* quando infestada pode levar a um quadro severo de debilidade. Esse verme também pode ser encontrado na tartaruga marinha verde (*Chelonia mydas*) e a tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) (JACOBSON, 2007). O gêneros mais comuns de Spirorchid que parasitam as tartarugas marinhas são: *Haplotrema, Learedius, Carettacola* e *Neospiroschis*

(GEORG, 1997). Vinte espécies podem infectar as tartarugas *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata*. (GEORG, 1997; LAUCKNER, 1985).

Em estudos recentes no Brasil, foram encontrados os seguintes trematódeos em tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas*: *Criocephalus albus, Metacetabulum invaginatum, Neoctangium travassosi, Orchidasma amphiorchis, Pleurogonimus linearis, Pleurogonimus longiusculus, Pleurogonimus trigonocephalus, Poliangium linguatula e Rhytidodes gelatinosus* (CUBAS ;BABTISTOTTE, 2007)

Existe uma variedade trematódeos da subclasse Digenea que parasita o sistema gastrointestinal e cardiovascular de tartarugas marinhas. Os animais apresentam uma infecção inaparente, podendo ter enterites e processo inflamatório no sistema vascular e perivascular, levando a uma debilidade e eventualmente morte (LAUKNER, 1985 ; HESBEST;JACOBSON, 1995). Dyer *et al* (1991) relataram a presença de Digenea no sistema gastrointestinal, sistema circulatório, pulmão e bexiga em tartarugas da espécie *Chelonia mydas*. Assim como Dyer *et al* (1995) observaram sete espécies de digenea, em *Eretmochelys imbricata*. Em trabalho realizado com 14 indivíduos desta espécie, em Porto Rico, foram achados e descritas sete espécies de trematódeos digenea (*Amphiorchis caborojoensis sp., Epibathra stenobursata sp., Glyphicephalus latus sp., Pleurogonius puertoricensis sp., Pleurogonius laterouterus, Pachypsolus puertoricensis, Calycodes caborojoensis)* (FISCHTHAL;ACHOLONU, 1976). Estes autores relataram ainda 10 famílias, 20 gêneros e 21 espécies de digenea, além das espécies já citadas. Os parasitos foram encontrados nos vasos sanguíneos, estômago, intestino delgado e intestino grosso, de acordo com o habitat de cada espécie relatada (FISCHTHAL ;ACHOLONU, 1976).

Ponce de León *et al.* (1996) realizaram necropsias de 32 tartarugas olivas (*Lepidochelys olivacea*), onde relataram a ocorrência de oito espécies de digenea com seis diferentes famílias (Pronocephalidae – *Adenogaster serealis, Himasomum lobatus, Pyelosomum renicapite*; Pachypsolidae – *Pachypsolus irroratus*; Plagiorchiidae – *Enodiotrema megachondrus*; Telorchiidae – *Orchidasma amphiorchis*; Hemiuridae – *Prosorchis psenopsis*; Calycodidae – *Calycodes anthos*).

Aznar *et al* (1998), realizaram necropsias em 54 tartarugas marinhas e encontraram 93 espécies de helmintos gastrintestinal em 05 espécies de tartarugas marinhas, incluindo 01 aspidogastrean, 87 digeneas, 05 nematódeos em *Caretta caretta*.

Vivaldo (2006) identificou trematódeos adultos da espécie *Enodiotrema megachondrus* e *Adenogaster serialis* em tartarugas de vida livre, que fazem rotas migratórias nas praias do México. Silva *et al* (2006) relataram a ocorrência de *Sulcascaris sulcata* e *Kathlania leptura* em tartarugas juvenis de *Caretta caretta*. Matteazzi *et al* (2002) relataram a ocorrência do gênero Cricocephalus e Deuterobaris, em amostras de indivíduos juvenis provenientes do Litoral Norte do Estado de São Paulo. Werneck *et al* (2006) e Fischthal; Acholonu (1976), relataram a ocorrência de *Amphiorchis caborojoensis* em um exemplar juvenil de *Eretmochelys imbricata*. Daily *et al* (1992), relataram a ocorrência de 6 gêneros (*Angiodictyum, Carettacola, Hapalotrema, Learedius, Polyangium, Pyelosoma*) em tartarugas verdes de vida livre.

Werneck (2007) identificou e classificou trematódeos em tartarugas juvenis da espécie *Chelonia mydas* de vida livre, que foram necropsiadas na base do Projeto-Tamar em Ubatuba. Os trematódeos encontrados pertenciam as famílias Pronocephalidae, Angiodectydae e Metacetabulidae.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo Geral

Identificar os parasitos gastrointestinais em tartarugas marinhas mantidas em cativeiro.

4.2 Objetivos Específicos

- Identificar os endoparasitos gastrintestinais da espécie *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata;*
- Identificar a interação entre a parasitose em tartarugas criadas em cativeiro e sua interferência na saúde desses animais;
- Avaliar a técnica de sedimentação para isolamento e identificação dos parasitos encontrados.

5 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado no período de julho a novembro de 2007, no Centro de Visitantes do Projeto Tamar-ICMBio, localizado na Praia do Forte, município de Mata de São João – Bahia. Foram colhidas amostras de fezes de tartarugas marinhas das espécies *Caretta caretta* (n=6) e *Eretmochelys imbricata* (n=9). Todos os animais do presente estudo foram criados em cativeiro desde o seu nascimento.

As amostras de fezes foram colhidas no turno matutino, em dois dias consecutivos, com primeira coleta no mês de Julho, com repetição em Setembro. As fezes foram coletadas diretamente dos recintos das tartarugas marinhas, armazenadas em sacos plásticos e mantidas refrigeradas, sendo posteriormente encaminhadas ao laboratório do hospital veterinário da faculdade UNIME (HOSVET), para análise parasitológica através da técnica de sedimentação simples e a técnica de flutuação.

Técnica de Sedimentação simples :

- Colocar 10g de fezes frescas em um Beaker. Adicionar 60ml de água e homogenizar, depois acrescentar água até obter o volume de 300ml.
- Filtrar a solução fecal para um copo de sedimentação através de um tamis.
- Repouso por 24 horas
- Sifonar o sobrenadante deixando o sedimento no fundo.
- Retirar o sedimento com a pipeta e colocá-lo em lâmina, cobrindo com a lamínula.
- Observação ao microscópio (10x)

Técinica de Flutuação Willis Mollay :

- Colocar 10g de fezes frescas em um Beaker. Adicionar 60ml de solução salina supersaturada (NaCl) e homogenizar, depois acrescentar mais solução salina supersaturada até obter o volume de 300ml.
- Filtrar a solução fecal para um copo, através de um tamis.
- Repouso por 30 minutos
- Retirar o conteúdo com a pipeta e colocá-lo em lâmina, cobrindo com a lamínula.
- Observação ao microscópio (10x).

A varredura da lâmina foi realizada no aumento de 100 vezes e os achados foram fotografados no aumento de 400 vezes.

Também foi realizado a biometria dos animais, observando-se o peso, sexo, LCC (Largura curvilíneo da carapaça) e CCC (Comprimento curvilíneo da carapaça).

6 RESULTADOS

No repouso de sedimentação com 12 horas, a lâmina apresentou-se com pouca visualização de ovos e larvas e muito suja com outros materiais da amostra. Já na espera de 24 horas de sedimentação, a amostra apresentou-se com mais ovos e larvas sedimentados, de fácil visualização, mas ainda a lâmina apresentava-se bastante suja.

O teste de flutuação de Willis Mollay não permitiu uma boa visualização e interpretação dos ovos de helmintos, apesar de ser uma técnica mais rápida, fácil e recomendada pelos autores. A solução salina saturada utilizada serviu para que a flutuação dos ovos se mantivesse na superfície do conteúdo da amostra.

Após o exame de sedimentação simples e de flutuação de fezes das tartarugas cabeçudas e de pente, as amostras foram visualizadas em lâmina sob microscópio em aumento com objetiva de 10x. Das 15 tartarugas marinhas presentes no estudo, seis delas foram da espécie *Caretta caretta* e nove da espécie *Eretmochelys imbricata*, todas juvenis e com resultados positivos para ovos e larvas de nematódeos e trematódeos nas fezes (Tabela 1).

Tabela 1. Relação das espécies e numero de animais por tanque no Projeto-Tamar da Praia do Forte.

Tanque	Espécie	Numero de Animais
03	*Eretmochelys imbricata*	07
Praia	*Caretta caretta*	06
	Eretmochelys imbricata	02

Tabela 2. Biometria das tartarugas marinhas do tanque 03 e do tanque praia do centro de visitantes da Praia do Forte.

Tanque	Animal	Espécie	Sexo	Peso	LCC	CCC
Praia	24536	CC	F	107	80	92
Praia	24565	CC	F	115,4	84,5	97
Praia	40981	CC	F	124	84	99
Praia	24539	CC	M	145	89	103,5
Praia	40983	EI	F	105	83	90
Praia	24555	EI	F	91,6	77	94,6
03	24590	EI	M	50,8	67,5	78,5
03	24543	EI	M	51,6	67	78
03	24559	EI	M	45	62	73,5
03	24533	EI	F	36,8	62,5	71
03	6588	EI	F	48,8	67,6	79
03	6585	EI	M	58,8	78	81,5

Os ovos de nematódeos encontrados possuem uma característica arredondada, com casca escalonada com possível conteúdo embrionado, e de mensuração 62-75μm . (Figura 7 e 8).

Também foram encontrados ovos e/ou larvas de Trematódeos com o corpo alongado e extremidade arredondada, com possível conteúdo embrionário (Figura 9).



Figura 7 - Foto microscópica do ovo de *Sulcascaris sulcata* 62-75*µm* encontrado em fezes de *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* através da técnica de sedimentação.

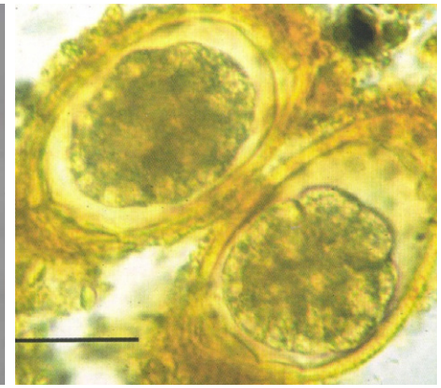


Figura 8 - Foto por microscopia eletronica do ovo de *Sulcascaris sulcata* encontrado em fezes de *Caretta caretta* (JACOBSON, 2007).



Figura 9 - Foto microscópica de ovo e/ou larva de trematódeo encontrado em fezes de tartaruga marinha**.**

7 DISCUSSÃO

As amostras de fezes foram colhidas dos tanques viveiros, para não causar estresse aos animais. Para realizar a coleta de cada individuo, sereia necessário fazer uma anestesia, podendo colar em risco a saúde do animal já que não se tem muita informação na literatura sobre este procedimento.

A técnica convencional de sedimentação simples sugere que a amostra tenha de 5 – 10 gramas para que possa realizar o exame. Foi utilizado 10 gramas de fezes em todas as amostras, devido a pouca densidade de fezes e a grande quantidade de resíduos (vértebra de peixe). Em todas as amostras a quantidade se mostrou efetiva e satisfatória para que se pudesse identificar a presença de ovos e larvas de parasitos.

A técnica de sedimentação é um processo de lavagem de fezes considerada pouco complexa (UENO ; GONÇALVES, 1998). É um teste que tem a capacidade limitada de concentração, podendo-se utilizar a centrifugação com adição de éter ou acetato de etil para remoção de debris celulares nas amostras de fezes. Também pode-se utilizar o azul de metileno a 1% para corar os debris e facilitar a visualização dos ovos de parasito (SLOSS *et al*, 1999). Se o resultado for negativo, devi-se repetir o exame novamente para certificar-se da negatividade, diluindo a amostra, centrifugando e observado no microscópio (MATOS; MATOS, 1988).Neste estudo tais procedimentos não foram considerados necessários, uma vez que a identificação dos parasitos pôde ser realizada diretamente.

Apesar do teste de flutuação ter sido o mais indicado para análise parasitológica em répteis (FOWLER, 1986 ; FRYE,1991 ; JACOBSON, 2007). Este foi menos eficaz que o teste de sedimentação, permitindo a pouca e difícil visualização de ovos de parasitos. A técnica de flutuação preconiza a utilização de 3-5 gramas de fezes,

sendo utilizado neste estudo 10 gramas. A solução salina saturada serviu para favorecer a flutuação dos ovos e larvas do conteúdo da amostra. As amostras obtidas neste teste foram consideradas de pouco valor e difícil interpretação, sendo talvez os ovos e larvas encontrados pesados para realizar a flutuação. Devido a estes problemas foi adotado o teste de sedimentação como padrão para identificação dos parasitos e foi considerado um teste de melhor eficácia.

Foi constatada a presença de ovos e/ou larvas de parasitos em todas as amostras avaliadas, entretanto a técnica de sedimentação e flutuação é um método qualitativo. Assim, pode-se confirmar a infestação dos animais estudados, sendo recomendada a realização da vermifugação dos mesmos, a fim de evitar infestações intensas com risco para a saúde destes. Os sinais clínicos observados em infestações parasitárias intensas são: anorexia, apatia, debilidade e prostração (WALLACH;BOEVER, 1983 ; FOWLER, 1986 ; FRYE,1991 ; JACOBSON, 2007).

Apesar dos animais estarem parasitados sendo comprovados pelo exame de fezes, estes não apresentava sinais clínicos aparentes. Por estarem sendo criadas em cativeiro, não necessitando de realizar esforço físico para realizar as migrações, fugir de predadores ou ir a busca do seu alimento ,estes são alimentados todos os dias não gastando energia. Assim o parasito não compete com o hospedeiro nos nutrientes. Deve-se ressaltar que os répteis não exteriorizam os sintomas facilmente, dificultando o diagnóstico.

Um verme da espécie *S. sulcata* adulto pode ter um tamanho aproximadamente 111mm e os ovos podem mensurar aproximadamente de 61-75*µm* a 76-100*µm (*FOWLER, 1986; JACOBSON, 2007). Os ovos de ascarídeo possuem forma arredonda com casca espessa e uma mensuração típica (FOWLER, 1986; FRYE, 1991). Os ovos de nematódeos encontrados possuem uma característica arredondada, com casca escalonada com possível conteúdo embrionado, e de mensuração 62-75*µm*.

Os parasitos encontrados são da classe Nematoda, pertencentes a família Ascaridoidae. Houve caso de predomínio da espécie *Sulcascaris sulcata* em todas as tartarugas marinhas.

Os ovos e/ou larvas de Trematódeos encontrados até o momento não foram classificados, devido a não visualização do opérculo que se localiza em uma das extremidades. Esta estrutura é a principal fonte de informações que caracterizam cada parasito e é essencial para classificação dos mesmos (FRYE, 1991). Para a visualização desta estrutura seria necessário a utilização da microscopia eletrônica.

Pode-se observar em exames parasitológicos, parasitos de animais que foram presas (peixes, moluscos, camarão) e foram ingeridos pelo hospedeiro definitivo, sendo que esses vermes podem aparecer no exame fezes (WALLACH;BOEVER, 1983 ; FRYE, 1991).

A alimentação dos animais do centro de visitação da Praia do Forte é feito com filé de sardinha congelado, próprio para consumo humano. A carga parasitária encontrada nas tartarugas pode não ser originaria da sua alimentação, devido ao fato dos peixes serem congelados para posteriormente serem fornecidos aos animais. O congelamento reduz a carga parasitarias dos peixes. Entretanto não foi pesquisado a possível ocorrência de parasito nos peixes, que servem de alimento para as tartarugas marinhas.

O manejo dos animais é feito com muito cuidado para não causar estresse. O contato dos tratadores com os animais e com os alimentos é feito com luva. Existe uma câmera fria para o armazenamento do alimento oferecido para as tartarugas e peixes do projeto. A limpeza dos tanques dos animais é feita diariamente pelo período matutino, através de aspiração do tanque, também sendo realizado uma vez por semana o esvaziamento dos tanques e a limpeza com cloro. A renovação da

água é feita constantemente, através de um sistema de bombeamento direto da água do mar, tendo sempre uma preocupação de manter a temperatura dos tanques entre 25-30º C. O acompanhamento biológico (hemograma, pesagem, medição do LCC e CCC, avaliação das mucosas, avaliação do casco e avaliação do comportamento diário) dos animais adultos, juvenis e filhotes, é realizado semestralmente e quinzenalmente respectivamente.

8 CONCLUSÃO

A técnica de sedimentação foi a mais efetiva para identificação dos parasitos encontrados em fezes de tartarugas marinhas das espécies *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* mantidas em cativeiro, permitindo a identificação do ovo de nematódeo da espécie *Sulcascari sulcata* e a presença de ovos e/ou larvas de trematódeos ainda não identificados. Apesar dos animais apresentarem-se infestados, não há sinais clínicos aparentes. Com base nestes dados, sugere-se a realização da vermifugação dos animais estudados, a fim de preservar a saúde destes.

8 CONCLUSÃO

A técnica de sedimentação foi a mais efetiva para identificação dos parasitos encontrados em fezes de tartarugas marinhas das espécies *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* mantidas em cativeiro, permitindo a identificação do ovo de nematódeo da espécie *Sulcascari sulcata* e a presença de ovos e/ou larvas de trematódeos ainda não identificados. Apesar dos animais apresentarem-se infestados, não há sinais clínicos aparentes. Com base nestes dados, sugere-se a realização da vermifugação dos animais estudados, a fim de preservar a saúde destes.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZNAR, F.J.; BADILLO, F.J.; RAGA, J.A. Gastrointestinal Helminths of Loggerhead Turtles (Caretta caretta) from the Western Mediterranean: Constraints on Community Atructure. **Journal of Parasitology**, v.84, p.474-479, 1998.

BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J.C.A.; BJORNDAL, K. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (***Caretta caretta***) in Espiruto Santo state, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v.4, n.3, p.523-529, 2003.

BONNIE, L.R. Chelonians (Turtles, Tortouses). In: FOWLER, M.E.; MILLER, R.E. **Zôo and Wild Animal Medicine**. 5. ed. EUA: Saunders, 2003, p. 48-58.

CASTILHO, J.C.; ALVES, D.A.R.; DIAS da SILVA, A.C.C.D. Resgate Cultural e Conservação de Tartarugas Marinhas. **Caderno virtual de turismo**, v.3, n. 3, 2003. Disponível em: www.ivt.coppe.ufrj.br/caderno/ojs/include/getdoc.php?id=116&article=36&mode=pdf> . Acesso em: 01 maio 2007.

CUBAS, P.H.; BAPTISTOTTE, C. Chelonia (Tartarugas, Cágados, jabuti). In: CUBAS, Z.S.; SILVA, J.C.R.; CATÃO-DIAS, J.L. **Tratado de Animais Selvagens**. 1.ed. São Paulo: Roca, 2007, p. 86-119.

CROUSE, D. EL Caso de los camaronês y lãs tortugas ante la WTO. **Noticieiro de Tortugas Marinas**, v.83, 1999, p.1-3.

DAILEY, M.; FAST, M.I.; BALAZS, G.H. A Survey of the Trematoda (Platyhelminthes: Digenea) Parasict in Green Turtle, *Chelonia mydas* (L.) from Hawaii. **Bulletim Southern California Academy Science,** v.91, p.84-91, 1992.

DYER, W.G.; WILLIAMS, E.H.; BUNKLEY-WILLIAMS, L. Some Digeneans (trematoda) of the Green Turtle, *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) from

Puerto Rico. **Journal of the Helminthological Society of Washington**, v.58, p.176-180, 1991.

DYER, W.G.; WILLIAMS, E.H.; BUNKLEY-WILLIAMS, L. Some Digeneans (trematoda) of the Atlantic Hawsbill turtle, *Eretmochelys imbricate* (Testudines: Cheloniidae) from Puerto Rico. **Journal of the Helminthological Society of Washington,** v.62, p.13-17, 1995.

FISCHTHAL, J.H.; ACHOLONU, A.A. Some Digenetic Trematodes from the Atlantic Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricate* (L.) from Puerto Rico. **Journal of the Helminthological Society of Washington,** v.43, p.174-185, 1976.

FOWLER, M.E. **Zoo and Wild Animal Medicine**. W.B. Saunders Company, 2.ed. Colorado: [s.n.], 1986, p.1125.

FRYE, F. **Reptile Care na Attlas of Diseases and Treatments**. New Jersey, v.1, 1991, p.325.

GEORGE, R.H.; MILLER, J. Health Problems and Diseases of Sea Turtles. IN: LUTZ, P.L.; MUSICK, J.A. **The Biology of Sea Turtle**. Boca Rocan: CRC, 1997, p. 363 – 385.

GOULART, C.E.S. Doenças parasitárias e Terapias Antiparasitários. In: **Herptologia, Herptocultura e Medicina de Répteis**. 1.ed. Rio de Janeiro: L.F. Livros, 2004, p. 251-266.

HERBEST, L.H.; JACOBSON, E.R. Diseases of Marine Turtles. In: BJORNDAL, K.A. **Biology and Conservation**. Washington: Smithsonion Institution, 1995, p.615.

HICKMAN, C.P.Jr.; ROBERTS, L.S ; LARSON, Répteis. In: **Principios Integrados de Zoologia**. 11 ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2004, p. 530-549.

HOFF, G.L.; FRYE, F.L.; JACOBSON, E.R. **Diseases of Anphibians and Reptiles**. 1.ed. New York: Plenum, 1984, p.784.

JACOBSON, E.R. **Infections Diseases and Pathology of Reptiles**. Florida: CRC, 2007, p. 571-666.

LAUCKENER, G. Diseases of Reptilia. In: KINNE **,** O. **Diseases of Marine Animals**. Hamburg: Biolgische anstalt Helgoland. v. 4, part. 2, 1985, p.551-626.

LEIBOVITZ, L.; REBELL, G.; BOUCHER, G.C.; Caryospora Chelonial sp.n.: a coccidial pathogen of mariculture-reared green sea turtle (*Chelonia mydas*). **Journal of Wildlife Diseases.** n.14, 1978, p.269-275.

LOURO, C.M.M.; PEREIRA, M.A.M.; COSTA, A.C.D. **Relatório sobre o estado de Conservação das tartarugas marinhas em Moçambique: j**aneiro, 2006. Disponível em: <http://www.costeira.gov.mz/fonte/relatartarugas.pdf>. Acesso em: 01 maio 2007.

LUTZ, P.L.; MUSICK, J.A. **The Biology of Sea Turtle**. Boca Raton: CRC, 1997, p. 432.

MARCHESKL, S.N.F.; CARNEIRO FILHO, G.M.; PATIRI, V.J.A. Influência da Iluminação Artificial na Reprodução das Tartarugas Marinhas. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DISTRIBUIÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA, 15., 1992, Blumenau. **Resumo...** [S.l.:s.n.],1992.

MARCOVALDI, M.Â.; LAURENT,A. A Six Season Study of Marine Turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil with Implications of Conservation and Management. **Chelonian Conservation and Biology**, v.1, n.2, 1996, p.55-59.

MARCOVALDI, M.Â.; VIEITAS, C.F. An Ecotourism Initiative to Increase Awereness and Protection of marine Turtle in Brazil: the turtle by night program. **Chelonian Conservation and Biology**, v.2, n.4, 1997, p. 607-610.

MARCOVALDI, M.Â. ; MARCOVALDI, G.G. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, Washington, n.91, p.35-41, 1999.

MARCOVALDI, G.G. ; MARCOVALDI, M.Â.; SALES, G. THOMÉ, J.C.; COELHO,A.C.;GALLO,B. Plano de Ação Nacional para a redução de Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Atividade Pesqueira. **Gerenciamento Costeiro Integrado,** Santa Catarina, n.2, p. 36-37, 2002.

MARCOVALDI, M.Â.; THOMÉ, J.C.; FRAZIER, J.G. Marine turtles in Latin America and the Caribbean: A Regional perspective of successes, failures and priorities for the future**. Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.100, p.38-42, 2003.

MARCOVALDI, G.G.; MARCOVALDI, N.; THOMÉ, J.; BELLINI, C.; COELHO, C. Rede ASO. **Revista do Tamar**, Salvador, ano 11, n. 9, 2006.

MATOS, M.S.; MATOS, P.F. **Laboratório Clinico Medico Veterinário**. 2.ed. Rio de Janeiro: Atheneu, 1988, p.3-238.

MATTEAZZI, L.; SANTOS, S.M.; FERNANDEZ, J.S.; BECKER, J.H**.** Ocorrências de endohelmintos no trato digestório de tartarugas marinhas, Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) (Testudines: Cheoniidae) encontradas mortas no litoral de Ubatuba-SP**.** In: ENCONTRO DE INICIAÇÃO CIÊNTÍFICA, 7; MOSTRA DE PÓS-GRADUAÇÃO, 3.; 2002, Taubaté. **Anais**... Taubaté: UNITAU, 2002. p.127.

OLIVEIRA, P.M.A. **Animais Silvestres e Exóticos na Clinica Particular.** 1.ed. São Paulo: Roca, 2003, p.253.

PONCE DE LEON, G.P.; GARCIA-PRIETO, L.; LEON-REGAGNON, V. Gastrointestinal Digenetic Trematodes of Olive Ridley's Turtle (*Lepidochelys olivacea*) from Oaxaca México. Taxonomy and infracommunity struture. **Journal of the Helminthological Society of Washington,** v. 63, p.76-82, 1996.

PROJETO TAMAR-ICMBio. **Atividades diárias**. Comportamento das tartarugas marinhas. 2007a. Disponível em: <http://www.tamar.com.br/ta_curi.asp>. Acesso em: 21 junho 2007.

PROJETO TAMAR-ICMBio. **Estado da Arte**. Edição 2, registro 1106, 2005.

PROJETO TAMAR-ICMBio. **História**. 2007b. Disponível em: <http://www.tamar.com.br/t_hist.asp>. Acesso em: 01 maio 2007.

PROJETO TAMAR-ICMBio. **Tartarugas marinhas**. 2007c. Disponível em: <http://www.tamar.com.br/tartas.asp>. Acesso em: 01 maio 2007.

PROJETO TAMAR-ICMBio. **Tartarugas marinhas – Espécies**. 2007d. Disponível em: <http://www.tamar.com.br/ta_espe.asp>. Acesso em: 21 junho 2007.

PUPO, M.M.; SOTO, J.M.R.; HANAZAKI, N. Captura Incidental de Tratarugas Marinhas na pesca artesanal da Ilha de Santa Catarina – SC. **Revista Biotema**, v.19, n.4, p. 63-72, dez. 2006.

SALES, G.; GIFFONI, B.B; MAURUTTO, G. Captura Incidental de Tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada Ubatuba, São Paulo – Brasil. In: JORNADAS DE CONSERVACIÓN Y USO SUSTENTABLE DE LA FAUNA MARINA, 2.; REUNIÓN DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 1. **Libro de Resúmenes...**. [S.l: s.n.], 2003.

SALES, G.; GIFFONI,B.; BARATA, P.C.R.; MAURUTTO, G. Interação de tartarugas marinhas com a rede de espinhel pelágico na costa brasileira – 1999-2003. In: REUNION SOBRE INVESTIGACION Y CONSERVACION DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLANTICO SUR OCIDENTAL, 2. 2004. San Clemente Del Tuyu. **Resumos**..., [S.1.;s.n.], p.31., 2004.

SANCHES, T.M. **Tartaruga marinha – Projeto Tamar-Ibama.** 1999. Disponível em: <http://www.projetotamar.com.br/t_cientificos/Rio%20Grande%20do%20Norte/RN%202.pdf>. Acesso em: 01 maio 2007.

SILVA, R.J.; WERNECK, M.R.; THOMAZINI, C.M.; MORI, E.S.; GONSALVES, V.T.; LEITE, T.C.; GALO, B.M.; BECKER, J.H. A. Helminthological survey of loggerhead

turtle, Caretta caretta (TESTUDINES, CHELONIIDAE), from Ubatuba, State of São Paulo, Brazil. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, 2006.

SLOSS, M.W.; ZAJAC, A.M.; KEMP, R.L. **Parasitologia Clínica Veterinária**. 6.ed. São Paulo: Malone, 1999, p.3-198.

UENO, H.; GONÇALVES, P.C. **Manual para Diagnóstico das Helmintoses de Ruminantes.** 4.ed. Tokyo: Japan International Cooperation Agency, 1998, p.1-143.

VICENTE, J.J.; RODRIGUES, H.O.; GOMES, D.C.; PINTO, R.M. Nematódeos de **Répteis. Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.10, n.1, p.1-183, mar. 1993.

VIVALDO, S.G.; SARABIA, D.O.; SALAZAR, C.P.; HERNANDES, A.G; LEZAMA, J.R. Identificación de Parásitos y Epibiontes de la tortulfina (Lepidochelys olivacea) que arribó a playas de Michoacán y Oaxaca, México. **Rev. Veterninária México**, México, v.37, n.004, p.431-440, out./dez. 2006.

YAMAGUT, S. Digenea of Reptiles. **Synopsis of Digenetc Trematodes of Vertebrates.** 1.ed. Tokyo: Keigaku Publishing,1971. 1074 p.

WALLACH, J.D.; BOEVER, W.J. **Diseases of Exotic Animals**. 1.ed. Philadelphia: W.B. Saunders Company, 1983. 1158 p.

WERNECK, Max Rondon. **Helmintofauna de Chelonia mydas necropsiadas na base do projeto Tamar**. 2007. 50f.. Dissertação (Mestrado em Biologia e Ciências Aplicadas) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências, Botucatu, 2007.

WENECK, M.R.; BECKER, J.H.; GALLO, B.G.; SILVA, R.J. *Amphiorchis caborojoensis* Fischthal e Acholonu 1976 (Digenea, Spirorchiidae) em Eretmochelys imbricata (Linnaeus 1758) no Brasil. In: CONGRESSO, 10.; ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS 15., 2006, São Pedro. **Anais...** São Pedro: Hotel Fonte Colina Verde, 2006. p. 104.

WYNEKEN, J. **The Anatomy of Sea Turtles.** Flórida: NOAA, 2001, p. 1-172. NOAA Technical Memorandum.

Artigos Internacionais

BILLES, A.; FRETEY, J.; VERHAGE, B.; HUIJBREGTS, B.; GIFFONI, B.; PROSDOCIMI, L.; ALBAREDA, D. A.; GEORGES, J- Y.; TIWARI, M. First evidence of Leatherback movement from África to South America. **Marine Turtle Newsletter**, Walles, n.111, pag. 13-14. 2006

BJORNDAL, K. A.; BOLTEN, A. B.; MOREIRA, L. ; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A. 2006. Population structure and diversity of brazilian green turtle rookeries based on mitochondrial DNA sequences. **Chelonian Conservation and Biology,** Massachusetts, v.5, n.2, p. 262-268, 2006.

CASTILHOS, J. C. de; TIWARI, M. Preliminary data and observation from an increasing olive ridley population in Sergipe, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.113, p.06-07, 2006.

DOMINGO, A.; SALES, G.; GIFFONI, B.; MILLER, P.; LAPORTA, M.; MAURUTTO, G. Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelagico en el Atlantico Sur por las flotas de Brasil y Uruguay. **Collective Volume of Scientific Papers ICCAT**, Madri, v.59, n.3, p. 992-1002, 2006.

GALLO, B. M. G.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J. H.; BARATA, P. C. R. Sea turtle conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v.5, n.1, p. 93-101, 2006.

GROSSMAN, A.; SAZIMA, C.; BELLINI, C.; SAZIMA, I. Cleaning symbiosis between hawksbill turtles and reef fishes at Fernando de Noronha Archipelago, off northeast Brazil. **Chelonian Conservation and Biology,** Massachusetts, v.5, n.2, p. 284-288, 2006.

LARA-RUIZ, P.; LOPEZ, G. G.; SANTOS, F. R.; SOARES, L. S. Extensive hybridization in hawksbill turtle (Eretmochelys imbricata) nesting in Brazil revealed by mtDNA analyses. **Conservation Genetics**, Dordrecht, v.7, p.773-781. 2006.

MARCOVALDI, M. A.; SALES, G.; THOMÉ, J. C. A.; SILVA, A. C. C. D. da; GALLO, B. M. G.; LIMA, E. H. S. M.; LIMA, E. P.; BELLINI, C. Sea turtles and fishing interactions in Brazil: Identifying and mitigating potential conflits. **Marine Turtle Newsletter**. Walles, n.112, p. 4-8, 2006.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J. H.; LIMA, E. H. S. M.; MARCOVALDI, M. Â.; DESALLE, R. Testing dispersal hypotheses in foraging green sea turtles (Chelonia mydas) of Brazil. **Journal of Heredity**, Washington, US, v.98, n.1, p. 29-39, 2006.

PEREIRA, S.; LIMA, E. H. S. M.; ERNESTO, L.; MATHEWS,H.; VENTURA, A. Epibionts associated with Chelonia mydas from Northern Brazil. **Marine Turtle Newsletter, Walees,** n. 111, p.17-18,2006.

SAZIMA, I.; GROSSMAN, A. Turtle riders: remoras on marine turtles in Southwest Atlantic. **Neotropicallchthyology**, São Paulo, v.4, n.1, p. 123-126, 2006.

SERAFINI, T. Z.; ALMEIDA A. de P.; LIMA, M. F. Caretta caretta (Loggerhead Turtle) - Predation. **Herpetological Review**. Lawrence, Kan, v.37, n. 3, p.340, 2006.

Artigos Nacionais

PIRES, T. T.; ROSTAN, G.; GUIMARÃES, J. E. Hemograma e determinação da proteína plasmática total de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta (LINNAEUS, 1758) criadas em cativeiro, Praia do Forte, município de Mata de São João-Bahia. **Brazilian Journal Animal Science**, São Paulo, v.43, n.3, p. 348-353, 2006.

WERNECK, M. R.; BECKER, J. H.; GALLO, B. M. G.; SILVA, R. J. Learedius learedi Price 1934 (Digenea, Spirorchiidae) in Chelonia mydas (Linneus 1758) (Testudines, Chelonidae) in Brazil: case report. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, Belo Horizonte, v. 58, n.4, p. 550-555, 2006.

Eventos Internacionais

ABREU-GROBOIS, A.; HORROCKS, J.; FORMIA, A.; SOARES, L. S.; DUTTON, P.; ROBIN, L.; VELEZ-ZUAZO, X.; MEYLAN, P. New mtDNA DLOOP primers wich work for a variety of Marine Turtles species may increase the resolution of mixed stock analyses. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 26.,2006, Ilha de Creta. **Book of Abstract...**[S.l.:s.n], 2006.

BATISTA, J. A.; CARNEIRO, A. C. A Tartaruga no imaginário das crianças: o despertar da conservação. In: CONGRESSO IBERO AMERICANO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 5., 2006, Joinvile. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2006.

HAHN, A. T.; CASTILHOS, J. C.; SOARES, L.; BONATTO, S. L. Variabilidad genética de la tortuga Olivácea (Lepidochelys olivacea) en el litoral brasileiro através de marcadores microsatélite. In: CONGRESSO ARGENTINO DE HERPETOLOGIA, 7., 2006, Corrientes. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2006.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; BARATA, P. C. R. Sea Turtle Conservation by Projeto TAMAR-IBAMA at Almofala, State of Ceará, Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 23., 2003, Kuala Lumpur. **Proceedings...**, Miami: U.S. Department of Commerce, 2006, p. 75. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-536

MARCOVALDI, M. A.; THOMÉ, J. C.; LOPEZ, G. G.; SOARES, L. S. Hawksbill turtles in Brazil: Projeto TAMAR-IBAMA preliminary genetic and telemetry studies. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 26., 2006, Ilha de Creta. **Book of Abstract...** [S.l.: s.n.], 2006.

MOREIRA, L. M. P.; BJORDAL, K. A. Estimates of green turtle (Chelonia mydas) nests on Trindade island, Brazil, South Atlantic. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 23., 2003, Kuala Lumpur. **Proceedings...** [S.l.: s.n.], 2006. p.174.

REIS, E. C.; ALBANO, R. M.; LOBO-HAJDU, G.; MARCOVALDI, M. A.; SOARES, L. S.; Primeiros registros de haplótipos da região controle do DNAmit de tartarugas cabeçudas (Caretta caretta)(Linnaeus, 1758) em áreas de desova nos estados do Rio de Janeiro e Sergipe. In: CONGRESSO DE LA ASOCIACION LATINOAMERICANA DE GENÉTICA, 12.; CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 52., 2006, Foz do Iguaçu. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2006.

THOMÉ, J. C.; BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M. P.; SCALFONI, J. T.; ALMEIDA, A. P. & D. RIETH. New observations on the reproductive longevity of the loggerhead sea turtle from a Brazilian nesting area. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 26., 2006, Ilha de Creta. **Book of Abstract...**[S.l.: s.n.], 2006.

VARGAS, S. M.; LARA-RUIZ, P.; MARCOVALDI, M. A.; SOARES, L. S.; SANTOS, F. R. Diversidade genética de tartarugas cabeçudas (Caretta caretta) (Reptilia: Chelonidae), capturadas incidentalmente no litoral sul/sudeste do Brasil. In: CONGRESSO DE LA ASOCIACION LATINO AMERICANA DE GENÉTICA, 12.; CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 52., 2006, Foz do Iguaçu. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2006.

VILAÇA, S. T.; LARA-RUIZ, P.; SOARES, L. S.; LOPEZ, G. G.; SANTOS, F. R. Identificação de híbridos entre Eretmochelys imbricata e Caretta caretta (Reptilia: Chelonidae) por PCR-RFLP. In: CONGRESSO DE LA ASOCIACION LATINO AMERICANA DE GENÉTICA, 12.; CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 52., 2006, Foz do Iguaçu. **Anais...** [S.l.: s.n.], 2006.

Eventos Nacionais

BAPTISTOTTE, C.; SANTOS, M. R. D. Relato de gastroenterite ulcerativa, intussuscepção e torção intestinal em tartaruga verde (Chelonia mydas) juvenil. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...** São Paulo: ABRAVAS, 2006, p. 90.

LIMA, E. H. S. M.; SANTANA, L. M. B. M.; SPIANDORIN, M.; MELO, M. T. D. Brigada Mirim da Tartaruga: trabalhando crianças hoje para salvar tartarugas marinhas amanhã. In: Semana Nacional de Oceanografia, 18., 2006. Pontal do Paraná. **Anais...**, Paraná, [s.n.]. 2006.CD-ROM.

LIMA, E. H. S. M.; BRUM, S. M.; CARVALHO, R. I.; PEREIRA, S. M.; MELO, M. T. D. Recapturas de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no Ceará durante a campanha de 2005. In: CONGRESSO DE BIOLOGIA MARINHA, 1., 2006. **Resumos...**, Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2006. p.151

LIMA, E. H. S. M.; CARVALHO, R. I.; BRUM, S. M.; PEREIRA, S. M.; MELO, M. T. D. Ocorrência de tartarugas marinha durante o ano de 2005 registradas pela Base do Projeto TAMAR-IBAMA. In: CONGRESSO DE BIOLOGIA MARINHA, 1., 2006. **Resumos...**, Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2006. p.151

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. ; BRUM, S. M.; CARVALHO, R. I.; PEREIRA, S. M.; SANTANA, L. M. B. M.; SPIANDORIN, M.; VILAÇA, M. Ocorrência de tartarugas marinhas em pescarias na comunidade de Almofala, Estado do Ceará registradas pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante o ano de 2005. In: Semana Nacional de Oceanografia, 18., 2006. Pontal do Paraná. **Anais...,** Paraná, [s.n.]. 2006.CD-ROM.

MARCHIORI, A. C.; FERNANDES, J. S. Educação Ambiental ou Alfabetização Ecológica? Reflexões sobre o inicio da implantação do "Aprendendo com a Natureza" em Ubatuba. In: Encontro Nacional sobre Educação Ambiental na Agricultura, 5., 2006, Campinas. Instituto Agronômico de Campinas, 2006.

MONEZI, T. A.; MULLER, N. M. G.; MATUSHIMA, E. R.; ROSSI, S.; RONDON, M.; MEHNERT, D. U. Detecção de herpesvirus em tumor e sangue de tartarugas marinhas da espécie Chelonia mydas mantidas na base do Projeto TAMAR, Ubatuba-SP nos anos de 2005 e 2006. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...**, São Paulo: ABRAVAS, 2006, p.21

PIRES, T. T.; RODAMILANS, F.; FERNANDEZ, S. Y.; ROSTAN, G.; BASTOS, B. L.; GUIMARÃES, J. E. Proteina Total, albunina e proteína a:g em tartarugas marinhas Caretta caretta de vida livre e cativeiro. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...**, São Paulo: ABRAVAS, 2006, p.138.

PIRES, T. T; RODAMILANS, G.; YOSHII, S.; ROSTAN, G. Lesões necróticas e amputações em tartarugas marinhas na base do Projeto TAMAR-IBAMA na Praia do Forte-BA. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...**, São Paulo: ABRAVAS, 2006, p.67.

ROSSI, S.; PUERTO, A. G.; SÁ-ROCHA, V. M.; KINOSHITA, D.; ZIMOVSKI, I. M.; FERRONATO, B. de O.; ZWARG, T.; RONDON, M.; VERDADE, L. M.; SÁ-ROCHA, L. C.; MATUSHIMA, E. R. Elaboração de metodologia para avaliação da função celular de leucócitos sanguineos por citometria de fluxo da tartaruga verde (Chelonia mydas) (Testudines, Cheloniidae)e do cágado de barbixa (Testudines, Cheloniidae) do estado de São Paulo. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...**, São Paulo: ABRAVAS, 2006, p.56.

SANTOS, A. J. B.; MAGALHÃES, M. S.; BELLINI, C.; BAPTISTOTTE, C. Ocorrência de fribropapilomatose em Chelonia mydas (Linneus, 1758) no Estado do Rio Grande do Norte. In: CONGRESSO DE BIOLOGIA MARINHA, 1., 2006. **Resumos...**, Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2006. p. 167.

SANTOS, M. R. D.; BAPTISTOTTE, C.; TOREZANI, E. Análise do índice e condição corporal de tartarugas verdes (Chelonia mydas) juvenis selvagens com e sem fibropapilomatose cutânea no Espírito Santo, Brasil. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...** São Paulo: ABRAVAS, 2006, p. 156.

SANTOS, M. R. D.; MARTINS, A. S; BATISTOTE, C. Valores bioquímicos e hematócrito de tartarugas verdes (Chelonia mydas) juvenis selvagens com e sem fibropapilomatose cutânea no Espírito Santo, Brasil. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS

SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...**, São Paulo: ABRAVAS, 2006, p.54.

TANNÚS, R. M.; CASCON, P.; LIMA, E. H. S. M. Primeiro levantamento das tartarugas marinhas no município de Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil. In: CONGRESSO DE BIOLOGIA MARINHA, 1., 2006. **Resumos...**, Niterói: Universidade Federal Fluminense, 2006. p.270.

WERNECK, M. R.; GALLO, B. M. G.; BECKER, J. H.; SILVA, R. J. Amphiorchis caborojoensis Fischtal & Acholonu 1976 (Digenea, Spirorchiidae) em Eretmochelys imbricata (Linneus 1758) no Brasil. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16.,2006. São Pedro. **Anais...,** São Paulo: ABRAVAS, 2006, p.104.

WERNECK, M. R.; SILVA, R. J. da; GALLO, B. M. G.; BECKER, J. H. Primeiro registro da ocorrência de Schizamphistomum scceleroporum (Crepli, 1844) (Digenea: Paramphistomidae) em Chelonia mydas (L.) na costa brasileira. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE PAULISTA DE PARASITOLOGIA,3., 2006, Ubatuba: Universidade de Taubaté, 2006. **CD-ROM**.

ZWARG, T.; ROSSI, S.; SANCHES, T. C.; ZIMOVSKI, I. M.; CASAGRANDE, R. A.; CESAR, M. de O.; RONDON, M.; MATUSHIMA, E. R. Avaliação do perfil hematológico da tartaruga verde (Chelonia mydas) com e sem fibropapilomatose do litoral norte do Estado de São Paulo. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 16., 2006. São Pedro. **Anais...,** São Paulo: ABRAVAS, 2006, p.35.

Livros e Capítulos de Livros

CUBAS, P. H.; BAPTISTOTTE, C. Chelonia (Tartarugas, Cágados e Jabutis). In: CUBAS, Z. S.; SILVA, J. C. R.; CATÃO-DIAS, J. L. (Ed.). **Tratado de animais selvagens: medicina veterinária**. São Paulo: Roca, 2006. p. 86-119.

Monografias

BRUM, S. 2006. **Caracterização das principais artes de pesca empregadas nos recifes artificiais (marambaias) em Almofala, Ceará.2006**. Monografia (Graduação)-Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 2006.
Disponível na Base: Almofala - CE

CASTRO, J. T; ROSSATI, L. M. 2006. **Influência do local da desova na duração de incubação e sucesso de eclosão de** Caretta caretta **(Linnaeus, 1758) (Cryptodira, Cheloniidae) no litoral da Serra, Espírito Santo.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Centro Universitário Vila Velha, Vila Velha, 2006.
Disponível na Base: Espírito Santo

FONSECA, R. D. 2006. **Captura Incidental de Tartarugas Marinhas na Pescaria Industrial de Emalhe de Superfície pela Frota de Itajaí - Navegantes - Santa Catarina.** Monografia (Graduação em Oceanografia) - Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Itajaí, 2006.
Disponível na Base: Santa Catarina

SÁNCHEZ, M. S. 2006. **Estudio de algunos parámetros reproductivos de** Caretta caretta **(Linnaeus, 1758) en Pontal do Ipiranga, Espírito Santo, Brasil.** Monografia (Graduação em Biologia Animal) - Dpto. Biología Animal y Ecología, Universidade Granada, Granada, 2006.
Disponível na Base: Espírito Santo

SILVA, M. I. 2006. **Etnoecologia sobre a tartaruga marinha e a sua captura incidental na pesca de pequena escala: estudo de caso na Praia da Canoa (Barra Velha/SC).** Monografia (Graduação em Oceanografia) - Universidade do Vale do Itajaí - UNIVALI, Itajaí, 2006.
Disponível na Base: Santa Catarina

SILVA, R. H. W. 2006. **Influência do local da desova no desenvolvimento embrionário de** Caretta caretta **(Linnaeus, 1758) (Cryptodira, Cheloniidae) na praia de Regência, Linhares, ES.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Centro Universitário Vila Velha, Vila Velha, 2006.
Disponível na Base: Espírito Santo

STAHELIN, G. D. 2006. **Informações preliminares sobre o perfil biológico de** Chelonia mydas **(Linneus, 1758) na Ilha de Santa Catarina, entre janeiro de 2005 e junho de 2006**. 2006. Monografia (Graduação)-Centro de Ciências Biológicas (CCB), Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 2006.
Disponível na Base: Santa Catarina

STEIN, C. E. 2006. 93 f. **Dinâmica da frota linheira de Itaipava.** Monografia (Graduação em Oceanografia), Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2006.
Disponível na Base: Espírito Santo

VILAÇA, M. V. S. 2006. **Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca artesanal no litoral do município de Serra-ES, sudeste do Brasil.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas)., Faculdades Integradas São Pedro, Vitória. 2006.
Disponível na Base: Espírito Santo

Revistas do TAMAR

Comunidades- Para as tartarugas marinhas as pessoas fazem a diferença. Projeto TAMAR-IBAMA - Fundação Pro-TAMAR, Ano 11, Número 9, 2006.

Boletins TAMAR

TAMAR, 2006. Projeto TAMAR-IBAMA -Fundação Pró-TAMAR, Ano X, Número 32, Março.

TAMAR, 2006. Projeto TAMAR-IBAMA -Fundação Pró-TAMAR, Ano X, Número 33, Junho.

TAMAR, 2006. Projeto TAMAR-IBAMA -Fundação Pró-TAMAR, Ano X, Número 34, Outubro.

Vídeos

TAMAR 2006 “Vidas do Azul”. Projeto TAMAR-IBAMA- Fundação Pró TAMAR, 15 minutos.
Palavras-chave: tartarugas marinhas, conservação, vida marinha, BR

TAMAR 2006 "As tartarugas marinhas e a pescaria de espinhel de superfície" Projeto TAMAR-IBAMA - Fundação Pró-TAMAR - H2O Vídeos, 12 minutos e 50 segundos.
Palavras-chave: tartarugas marinhas, conservação, espinhel, captura acidental

First Evidence of Leatherback Movement from Africa to South America

Alexis Billes[1], Jacques Fretey[2], Bas Verhage[3], Bas Huijbregts[3], Bruno Giffoni[4], Laura Prosdocimi[5], Diego A. Albareda[6], Jean-Yves Georges[7] & Manjula Tiwari[8]

[1]Programme Kudu, Cellule de coordination ECOFAC, BP 15115, Libreville,Gabon (E-mail: protomac_lbv@yahoo.ie), [2]UICN-France, Muséum national d'Histoire naturelle, 36 rue Geoffroy Saint-Hilaire, 75005 Paris, France (E-mail: jfretey@imatech,fr), [3]WWF-Gamba, Gabon (E-mails: sbverhage@yahoo.com & huijbregts_bas@hotmail.com), [4]Projeto TAMAR - IBAMA, Rua Antônio Athanasio no 273, Itaguá, Ubatuba - SP / Brazil. Cep: 11680-000. (E-mail: bruno@tamar.org.br) [5]Dpto. de Ecología Genética y Evolución, Facultad Cs. Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires and Peyú Project – PRICTMA, Argentina (E-mail: lprosdo@yahoo.com.ar) [6]Aquamarina - PRICTMA and Buenos Aires Aquarium – PRICTMA, Argentina (E-mail: albareda@aquamarina.org & dalbareda@hotmail.com) [7]Centre National de la Recherche Scientifique, Centre d'Ecologie et Physiologie Energétiques, CNRS UPR 9010, 23 rue Becquerel, 67087 Strasbourg, France (E-mail: jean-yves.georges@c-strasbourg,fr) [8]Marine Turtle Research Program, NOAA-National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, 8604 La Jolla Shores Drive, La Jolla, CA 92037, USA (E-mail : Manjula.Tiwari@noaa.gov)

Descriptions of trans-Atlantic migrations of female leatherbacks focus essentially on movements from the western Atlantic to the eastern Atlantic. Bleakney (1965) speculated that some female leatherbacks from Guyanese nesting sites may migrate across to Europe. In April 1971, a leatherback tagged at Bigisanti Beach, Suriname, in May 1970 was recaptured at Salt Pond in Ghana (Pritchard 1973). Females tagged in French Guiana have been captured at various locations in the northeastern Atlantic (Fretey & Fernandez-Cordeiro 1996; Fretey & Girondot 1996). More recently, satellite telemetry has detailed the routes actually used by leatherbacks from different western Atlantic nesting sites during their migrations across the Atlantic (Eckert 1998; Ferraroli *et al.* 2004; Hays *et al*. 2004).

Here we present the first evidence of trans-Atlantic migrations by female leatherbacks nesting in the eastern Atlantic, in Gabon, to western Atlantic waters. Gabon supports one of the largest leatherback nesting beaches in the world along with the Guianas and has an annual nesting population between 6,000 to 7,000 females on a 90-km beach in southern Gabon alone (unpublished data). Four leatherbacks flipper-tagged on the beaches of Gabon were recently recovered in the waters of Argentina and Brazil (Fig. 1). Tagging location and recapture location information as well the curved carapace length (CCL) measurement (from nuchal notch to tip of caudal peduncle along the crest of the midline vertebral ridge) at the nesting beach are provided below for each of the four leatherbacks:

Turtle 1: This leatherback (CCL: 170 cm) was tagged while nesting on Gamba Beach, Gabon (between 2.83°S-10.07°E and 2.79°S-10.02°E), on 15th December 2003. She was recaptured almost 14 months later on 9th February 2005 in the waters of San Clemente del Tuyú, Buenos Aires Province, (36.37ºS and 56.65ºW; Fig. 1) in Argentina, more than 7,000 km straightline distance. The turtle was entangled and dead in an artisanal gillnet in San Clemente del Tuyú.

Turtle 2: This leatherback (CCL: 154.5 cm) was tagged while nesting on Mayumba Beach (between 3.68ºS-10.93ºE and 3.72ºS-10.97 ºE) on 21st November 2002 and was seen nesting again on 20th December 2002, on the same stretch of beach. She was recaptured 2 years and seven months later on 30th July 2005, by a longline vessel in Brazil at 31.22°S and 49.53° W (Fig. 1). The observer put another tag on the female, which was released in good condition, without any hooks or monofilament lines on her.

Turtle 3: This leatherback (CCL: 147 cm) was tagged while nesting at Mayumba Beach (between 3.68ºS-10.93ºE and 3.72ºS-10.97 ºE) on 22nd December 2003, and was found renesting on 21st January 2004, on the same stretch of beach. Approximately 21 months later, on 9th October 2005, this turtle was found freshly dead in a gill net, in Itacuruça, (23.02°S and 43.93°W; Fig. 1) a city located in Rio de Janeiro State, Brazil.

Turtle 4: This leatherback (CCL: 144 cm) was tagged on 7th February 2003 at Mayumba Beach (between 3.68ºS -10.93ºE and 3.62ºS -10.87ºE). This animal was found dead on the island of Ilhabela, located on the northern coastline of São Paulo State, Brazil (23.82°S and 45.38°W; Fig. 1) on 26th August 2005.

No satisfying explanation has been found to explain trans-Atlantic migrations of leatherbacks. If the presence of foraging grounds in the eastern Atlantic explains the direct west to east migration routes observed in leatherbacks from western populations (Eckert 1998; Ferraroli *et al.* 2004) as well as the 7000-km migration by a leatherback nesting in Tongaland in the Indian Ocean to Namibian waters in the Atlantic (Hughes *et al.* 1998), then further investigations are required to understand why leatherbacks nesting in Gabon would migrate to Argentinean and Brazilian waters. A first hypothesis may be that the 6-month lag between nesting seasons for leatherbacks in the eastern Atlantic (November-January) and the western Atlantic (April-June) may result in different trophic conditions at the onset of their migrations. Satellite telemetry studies are currently underway in Gabon and French Guiana to identify the actual determinants of at sea movements in this endangered species.

Acknowledgements: We thank all the sea turtle monitoring programme participants on Gamba Beach and Mayumba Beach, Gabon. In Gabon, this project was carried out within the framework of the KUDU programme by the NGOs Ibonga, Biotopic, WWF-Gamba, and was funded by the European Union programme ECOFAC and WWF-Gamba. We also thank

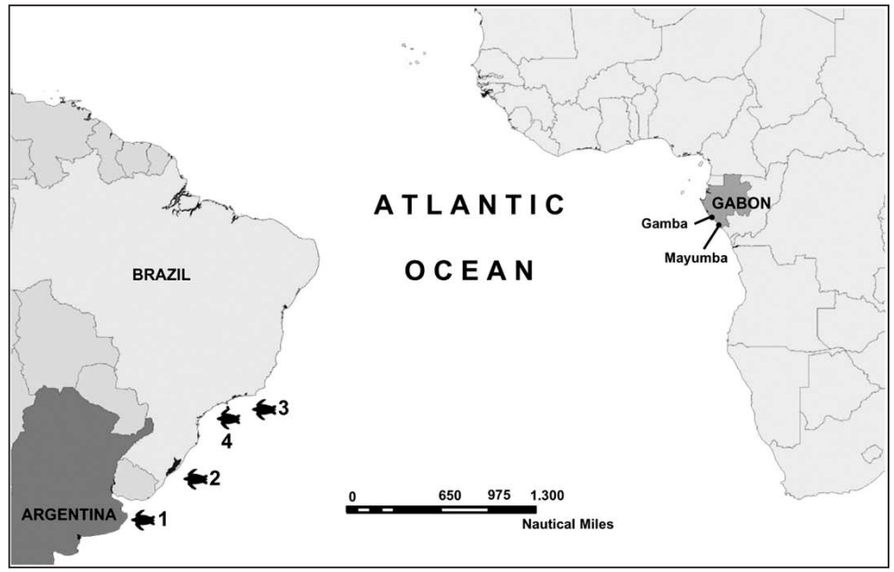


Figure 1. Recapture locations in Brazil and Argentina of four leatherbacks tagged on nesting beaches in Gabon.

the Gabonese Forestry Commission, the National Council of the Gabonese National Parks (CNPN), the Field Veterinary Program of the Wildlife Conservation Society in Argentina, and the Franciscana Doplhin Project of Aquamarina, Argentina, for their help. In Brazil, we thank Fabiano Peppes, Leonardo Flach, Bernardo Galvão Ariz Grieco, and Paula Baldassin for their help.

BLEAKNEY, J. 1965. Report of marine turtles from New England and Eastern Canada. Canadian Field-Naturalist 79:120-128.

ECKERT, S.A. 1998. Perspectives on the use of satellite telemetry and other electronic technologies for the study of marine turtles, with reference to the first year long tracking of leatherback sea turtles. In: S.P. Epperly and J. Braun (Compilers). Proceedings of the Seventeenth Annual Sea Turtle Symposium. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-415. pp. 44-46.

FERRAROLI, S., J-Y.GEORGES, P.GASPAR & Y. LE MAHO. 2004. Where leatherback turtles meet fisheries. Nature 429:521-522.

FRETEY, J. & A. FERNANDEZ-CORDEIRO. 1996. Desplazamientos hacia el este de hembras de Tortuga Laúd (*Dermochelys coriacea*) después de una nidificación en la región americana intertropical. Boletin De La Asociacion Herpetologica Espanola 7:2-6.

FRETEY, J. & M. GIRONDOT. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. Chelonian Conservation and Biology 2:204-208.

HAYS, G.C., J.D.R. HOUGHTON & A.E. MYERS. 2004. Endangered Species: Pan-Atlantic leatherback turtle movements. Nature 429:522.

HUGHES, G.R., P. LUSCHI, R. MENCACCI & F. PAPI. 1998. The 7000-km oceanic journey of a leatherback turtle tracked by satellite. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 229:209-217.

PRITCHARD, P.C.H. 1973. International migrations of South American sea turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae). Animal Behaviour 21:18-27.

Marine Turtle Newsletter 113:6-7, © 2006

Marine Turtle Newsletter

Preliminary Data and Observations from an Increasing Olive Ridley Population in Sergipe, Brazil

Jaqueline C. de Castilhos[1] & Manjula Tiwari[2]

[1] *Projeto TAMAR-IBAMA, Reserva Biologica de Santa Isabel, Pirambu, SE 49190-000, Brazil (E-mail: jaqueline@.tamar.org.br),*

[2]*Manjula Tiwari, Marine Turtle Research Program, NOAA-National Marine Fisheries Service, SFSC, 8604 La Jolla Shores Drive, La Jolla, California 92037 USA (E-mail: Manjula.Tiwari@noaa.gov)*

In the western Atlantic, olive ridleys (*Lepidochelys olivacea*) have a relatively limited distribution and nest primarily in Suriname/French Guiana and on mainland Brazil (Fretey 1999). Olive ridley nesting in Suriname has greatly declined over the past 40 years and recent reports from French Guiana indicate more nests than earlier recorded, but the population trend remains uncertain (Hoekert *et al*. 1996; Marcovaldi 2001). The major nesting areas for olive ridleys in Brazil occur in the States of Sergipe (da Silva *et al*. 2003) and Bahia (Marcovaldi & Laurent 1996); no indication of arribadas in Brazil is found in the oral accounts of older fishermen or in historical records. When TAMAR, the Brazilian sea turtle program, began working in this region in 1982, nearly 100% of the nests were being collected for human consumption in Sergipe, which supports the densest olive ridley nesting in Brazil (Figure 1). Concurrent with TAMAR´s intensive monitoring and conservation work there has been a rapid increase in this population over the past two decades promoting the area to a status of regional importance (Castilhos pers. observ.) With the significant increase in the annual number of nests and a subsequent increase in monitoring effort, we believe that an update is warranted. Here we report some data on renesting intervals, distance between consecutive nests, average weight of females and weight loss between nesting events, carapace length as well as some observations on nesting behavior from the 2004/2005 nesting season in the State of Sergipe.



Figure 1. Areas monitored for olive ridley nesting in Sergipe, Brazil.

The coastline of Sergipe is composed of high energy beaches with an open, rock-free offshore approach. Beaches are backed by coastal sand dunes and in some areas lagoons are located relatively close to the dunes; several major rivers discharge on this coastline. Nesting takes place during the Brazilian summer from September to March; loggerheads (*Caretta caretta*), hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles, (*Chelonia mydas*) also nest on these beaches, but almost 90% of the nests are laid by olive ridleys. TAMAR maintains three stations in Sergipe at Ponta dos Mangues, covering 36 km, Pirambu, covering 53 km, and Abais, covering 36 km (Figure 1). The most intensely monitored area of the 135 km total is in Pirambu. Night patrols, conducted at low tide or during falling tide between 1 October 2004 and 15 March 2005, covered only the northern 26 km, with most effort concentrated on 12 km of beach and extended to the remaining 14 km if tidal conditions permitted. Females encountered were measured for curved carapace length (CCL) from the middle of the nuchal notch to the posterior tip of the supracaudals and tagged with inconel tags on the front flippers. Females were weighed with a Filizola digital balance, which had a maximum capacity of 500 kg. The beach was marked by stakes at every kilometer and the location of the nest noted.

Of the 226 ridleys encountered during the night patrols, the renesting interval of 18 olive ridleys was noted. The renesting interval was between 19 and 40 days (Table 1). In the literature, the renesting interval for ridleys lies between 14 to 75 days and appears to be governed by environmental factors (Plotkin *et al*. 1997; Pritchard 1969; Schulz 1975). Using 14 days as the minimum renesting interval in olive ridleys, some of the intervals recorded i.e. 27, 29, and 40 days (Table 1), may potentially include one or more missed nesting events. The mean distance between consecutive nests of these females was estimated to be 5 km (SD = 2.7, range = 1-11 km, n = 18). The mean weight of these females after egg deposition, the first time they were encountered, was 41.3 kg (SD = 4.7, range = 33.8-56 kg, n = 18; Table 1). On the subsequent nesting encounter their mean weight was 39.5 kg (SD = 3.9, range = 33.8-52 kg, n = 18; Table 1). These values are higher than mean female weights recorded in Suriname after nesting (mean = 35.7 kg, n = 14; Pritchard 1969) and greater than or similar to female weights from Mexico (mean = 39.25 kg, n = 136) depending on whether mean weight from the first or second encounter is compared, but lower than weights recorded for females in India (mean = 49.5 kg, n = 108; Marquez 1990). Nesting females had lost body weight on their subsequent nesting event (n = 16) aparte from two females who indicated no weight loss; mean weight loss was 1.8 kg (SD = 1.1, range = 0-4 kg, n = 18; Table 1) and may reflect reduced feeding at the nesting beach.

Date of first encounter	*Weight (kg) at first encounter*	*Date of second encounter*	*Weight (kg) at second encounter*	*Difference in weight (kg)*	*Renesting interval (days)*	*CCL (cm)*
20-Nov-04	56.0	11-Dec-04	52.0	4.0	21	78.5
14-Jan-05	44.4	12-Feb-05	41.2	3.2	29	73.5
01-Dec-04	43.2	21-Dec-04	41.6	1.6	20	73.0
02-Dec-04	40.4	22-Dec-04	37.8	2.6	20	69.0
21-Dec-04	44.0	09-Jan-05	42.6	1.4	19	73.0
25-Dec-04	37.8	14-Jan-05	37.0	0.8	20	69.5
03-Jan-05	39.4	30-Jan-05	37.2	2.2	27	68.0
19-Nov-04	40.0	10-Dec-04	37.8	2.2	21	71.0
29-Nov-04	39.6	20-Dec-04	38.7	0.9	21	69.0
07-Dec-04	37.8	30-Dec-04	36.2	1.6	23	71.0
19-Nov-04	40.8	11-Dec-04	38.6	2.2	22	72.5
10-Jan-05	37.8	01-Feb-05	37.2	0.6	22	70.5
12-Jan-05	46.0	21-Feb-05	43.4	2.6	40	73.3
23-Jan-05	41.2	11-Feb-05	38.4	2.8	19	70.5
15-Jan-05	37.8	05-Feb-05	37.8	0.0	21	70.5
01-Feb-05	42.8	21-Feb-05	41	1.8	20	71.5
07-Mar-05	33.8	29-Mar-05	33.8	0.0	22	68.0
02-Mar-05	40.6	29-Mar-05	38.6	2.0	27	69.8

Table 1. Weights of olive ridleys after nesting, weight loss between nesting events, renesting interval, and curved carapace measurements.

Although most of the nesting has been found to take place at night, on some days turtles were found to nest in the afternoon, as early as 1550 hours. Observations indicate that early nesting occurred on very windy days. It is hypothesized that this may be a strategy to prevent predation of the shallow olive ridley nests because all evidence of nesting on the sand surface was estimated to disappear within 15 to 20 minutes; the crab-eating fox (Cerdocyon thous) is the main nest predator in this region. In Mexico, sand blowing in the wind has been suggested to deter predators from accessing the beach (J. Seminoff, pers.comm.). However, this requires quantitative evaluation as several other factors may contribute to early nesting. Nevertheless, it is interesting to note that ridley arribadas in Rancho Nuevo, Mexico, and Eilanti, Suriname, have also been observed to take place during periods of strong wind, and were even delayed until the wind had picked up (J. Seminoff pers. comm.; Pritchard in press; Schulz 1975). No correlation between wind speed or temperature and arribada timing was found by Cornelius (1991) in Costa Rica.

With the loss of arribadas in Suriname, monitoring of this increasing olive ridley population in Brazil will provide important information on olive ridleys in the Atlantic. The major threat to this population is from shrimp trawlers in these waters because coastal Sergipe is an important shrimping area (da Silva pers. comm.). An adult female with fully developed eggs that stranded on the beach during the nesting season was found to have shrimps in its esophagus suggesting a potential overlap in feeding and fishing areas (Castilhos pers. comm.). Therefore, the continued survival of this population depends in part on mitigating olive ridley bycatch in these waters.

Acknowledgements: We would like to thank the fishermen, local agents and Pirambu's communities for their collaboration with the conservation program. Special thanks to Pirambu´s Station Biologist (Marilda I.

Weber) and the trainees/university students (Fabio Picinato and Lelia Matos) who helped to collect the data. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA (the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras. Our thanks to M. Godfrey, J. Seminoff, and L. Soares e Soares who commented on earlier drafts.

CORNELIUS, S. 1991. *Lepidochelys olivacea*. In: D.H. Janzen (Ed.). Historia Naturel de Costa Rica, UCR, San Jose. pp. 407-410.

DA SILVA, A.C.C.D., J.C. CASTILHOS, D.A.S. ROCHA, F.L.C. OLIVEIRA, M.I. WEBER & P.C.R. BARATA. 2003 Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in the state of Sergipe, Brazil. In: J.A. Seminoff (Compiler). Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503. pp. 89.

FRETEY, J. 1999. Répartition des tortues du genre *Lepidochelys* Fitzinger, 1843. I. L'Atlantique Ouest. Biogeographica 75: 97-117.

HOEKERT, W.E.J., A.D. SCHOUTEN, L.H.G VAN TIENEN & M. WEIJERMAN. 1996. Is the Surinam olive ridley on the eve of extinction? First census data for olive ridleys, green turtles and leatherbacks since 1989. Marine Turtle Newsletter 75:1-4.

MARCOVALDI, M.Â. 2001. Status and distribution of the olive ridley turtle, *Lepidochelys olivacea*, in the Western Atlantic Ocean. In: K.L. Eckert and F. A. Abreu-Grobois (editors). Proceedings of the Regional Meeting: Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region. Santo Domingo, 16-18 November 1999. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF and UNEP-CEP. pp 52-56.

MARCOVALDI, M.Â., & A. LAURENT. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2: 55-59.

MARQUEZ, R.M. 1990. Sea Turtles of the World. FAO Species Catalogue, FAO Fisheries Synopsis, Rome, 11: 81 pp.

PLOTKIN P.T., D.C. ROSTAL, R.A. BYLES, & D.W. OWENS. 1997. Reproductive and developmental synchrony in female *Lepidochelys olivacea*. Journal of Herpetology 1:17-22.

PRITCHARD, P.C.H. 1969. Sea turtles of the Guianas. Bulletin of the Florida State Museum, Biological Sciences 13: 85-140.

PRITCHARD, P.C.H. In press. Tales from the Thèbaïde. Krieger Press, Malabar, Florida.

SCHULZ, J.P. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. Zoologische Verhandelingen (Leiden) 143: 3-172.

CAPTURA INCIDENTAL DE TORTUGAS MARINAS CON PALANGRE PELAGICO EN EL ATLANTICO SUR POR LAS FLOTAS DE BRASIL Y URUGUAY

Andrés Domingo[1], Gilberto Sales[2], Bruno Giffoni[2], Philip Miller[3], Martin Laporta[3], Guilherme Maurutto[2].

SUMMARY

Surface pelagic longline is one of the gears most used in the swordfish (Xiphias gladius), tuna (Thunnus sp.) and shark fisheries. The interaction of this gear with marine turtles has been proven in various studies in all the oceans worldwide. This study analyzes the data collected from 2,077 sets by on-board observers between 1998 and 2004, from the pelagic longline fleets of Brazil and Uruguay that fish in the Atlantic Ocean. There were 3,149,638 hooks observed, from 5ºN to 38ºS where 1,128 Caretta caretta, 259 Dermochelys coriacea, 29 Lepidochelys olivacea and 28 Chelonia mydas were caught. From the catches of Caretta caretta, the species which was most caught, areas of greater relative abundancy for this species could be determined in latitudes above 28ºS. The vessel captains' knowledge of the time-area distribution patterns are basic for the management and conservation of marine turtles.

RÉSUMÉ

La palangre pélagique de surface est l'un des engins de pêche les plus utilisés dans les pêcheries d'espadon (Xiphias gladius), de thonidés (Thunnus sp.) et de requins. L'interaction de cet engin avec les tortues marines a été vérifiée dans divers travaux dans tous les océans du monde. La présente étude analyse l'information obtenue au cours de 2.077 opérations de pêche par des observateurs embarqués à bord de flottilles de palangre pélagique brésiliennes et uruguayennes qui ont opéré dans l'Atlantique, entre 1998 et 2004. Les observations ont porté sur le mouillage de 3.149.638 hameçons entre 5°N et 38°S. 1.128 Caretta caretta, 259 Dermochelys coriacea, 29 Lepidochelys olivacea et 28 Chelonia mydas ont été capturés. Les valeurs de l'espèce la plus affectée, Caretta caretta, permettent de déterminer les zones de la plus forte abondance relative de cette espèce, dans des latitudes supérieures à 28° S. La connaissance des schémas de la distribution spatio-temporelle est un élément fondamental pour l'appréhension de l'utilisation et de la conservation des tortues marines.

RESUMEN

*El palangre pelágico de superficie es uno de los artes de pesca más utilizados en las pesquerías de pez espada (*Xiphias gladius*), túnidos (*Thunnus *sp.) y tiburones. La interacción de este arte con las tortugas marinas ha sido comprobada en diversos trabajos en todos los océanos del mundo. En el presente estudio se analiza la información obtenida durante 2.077 lances por observadores a bordo entre 1998 al 2004, en las flotas de palangre pelágico de Brasil y de Uruguay que operan en el océano Atlántico. Se observaron 3.149.638 anzuelos calados, desde los 5ºN a los 38ºS donde fueron capturadas 1.128* Caretta caretta*, 259* Dermochelys coriacea*, 29* Lepidochelys olivacea *y 28* Chelonia mydas *Los valores de* Caretta caretta*, que fue la especie más afectada, permiten determinar áreas de mayor abundancia relativa para esta especie, en latitudes mayores a los 28ºS. El conocimiento de los patrones de distribución espacio-temporal es básico para el abordaje del manejo y la conservación de las tortugas marinas.*

.

KEYWORDS

Marine turtles, Pelagic longline, Incidental catches, Brazil, Uruguay

[1] Recursos Pelágicos, Dirección Nacional de Recursos Acuáticos. Constituyente 1497, CP 11200 Montevideo, Uruguay, adomingo@dinara.gub.uy
kanariotortuga@adinet.com.uy
[2] TAMAR/IBAMA. Rio Vermelho, CX Postal 2219CEP 40223, Salvador, Bahia, Brasil, gilsales@tamar.org.br
[3] Proyecto Karumbé – Tortugas Marinas del Uruguay. Av. Giannattasio km.30500, El Pinar, Canelones

2006
1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11

1 Introducción

La captura incidental de tortugas marinas por los artes de pesca es una de las mayores causas de muerte en individuos juveniles y adultos (Lutcavage *et al.*1997, Oravetz 1999, Spotila *et al.* 2000). El palangre pelágico de superficie es uno de los artes de pesca más utilizado en las pesquerías de pez espada (*Xiphias gladius*), atunes (*Thunnus sp*.) y tiburones, y su interacción con las tortugas marinas ha sido comprobada en diversos trabajos en todos los océanos del mundo (Lewison *et al.* 2004).

Las tortugas marinas están representadas en el océano Atlántico por seis especies, *Caretta caretta*, *Dermochelys coriacea*, *Chelonia mydas*, *Lepidochelys olivacea*, *Lepidochelys kempii* y *Eretmochelys imbricata*, estando incluidas todas ellas en la lista de especies amenazadas o vulnerables de IUCN (Hilton-Taylor 2000) y en los apéndices de CITES.

Si bien existen diversos trabajos que analizan y evalúan la interacción del palangre pelágico con las tortugas marinas en diferentes regiones del mundo (Nisemura & Nakahigashi 1990; Bolten *et. al* 1996, Witzell 1996, Lutcavage *et al.*1997, Laurent *et al*. 2001, Robins *et al*. 2002, Lewison *et al.* 2004), pocos son los referidos a este tema en el Atlántico Sur (Achaval *et al.* 2000, Domingo *et al*. 2003, Soto *et al*. 2003, Domingo *et al*. 2004, Kotas *et al.* 2004, Lewissin *et al.* 2004, Pinedo & Polacheck 2004, Sales *et al.* 2004, Domingo *et al*. 2005).

Los trabajos existentes hasta la fecha no contienen una cobertura temporal y espacial muy amplia y, en algunos casos, los mismos proveen una información muy fragmentada, caso de Pinerdo & Polacheck 2004, o generalizaciones y extrapolaciones en base a pocos datos, como el trabajo de Lewisson *et al*. 2004.

Las características de vida de estas especies (longevidad, madurez tardía, ciclo de vida con utilización de diferentes ambientes costeros y oceánicos), así como la situación crítica en que se encuentran sus poblaciones en otros océanos (Spotila *et al.* 2000, Polovina *et al.* 2000) hacen necesaria la generación de información en el océano Atlántico Sur a efectos de poder desarrollar e implementar medidas de conservación que mitiguen el efecto causado por las capturas incidentales.

En el presente trabajo se analiza la información obtenida por observadores a bordo de las flotas de Brasil y Uruguay en una amplia región del océano Atlántico Sur, durante un período de siete años y con un importante esfuerzo de muestreo. El enfoque regional que tiene este trabajo permite una comprensión mayor de los patrones de distribución, principalmente de las dos especies de tortugas más capturadas por el palangre pelágico en esta región, la tortuga *C. caretta* y la *D. coriacea*.

2 Material y Métodos

Los datos provienen del Programa Nacional de observadores a bordo de la flota atunera uruguaya (PNOFA), así como de los programas de observadores de la flota de palangre de Brasil y de cruceros de investigación de este país. La información analizada corresponde al período abril de 1998 a octubre de 2004, y corresponde a un esfuerzo de observación de 3.149.638 anzuelos agrupados en 2.077 lances. Estos lances fueron realizados en aguas del océano Atlántico desde los 6ºN a los 38ºS de latitud y desde los 20ºW a los 56ºW de longitud (**Figura 1**). Para cada uno de los lances, se registró la fecha, posición (latitud y longitud), esfuerzo de pesca (número de anzuelos calados), y número de tortugas capturadas por especie.

La captura por unidad de esfuerzo (CPUE) fue considerada como el número de ejemplares capturados/numero de anzuelos*1.000.

Se analizó la distribución espacial de las capturas mediante la utilización de mapas generados con el software ESRI ArcMap 8.3.

A efectos de determinar las principales áreas de abundancia relativa se realizaron acumulados de captura por grado de latitud y longitud.

Todos los datos fueron acumulados por mes, prescindiendo del efecto año. En tal sentido, para este análisis se partió del supuesto que no existieron diferencias entre años.

Los datos provienen de diferentes flotas comerciales que tienen especies objetivo distintas, y también de barcos de investigación. En este análisis no se considera el efecto que estas variables operativas puedan generar en las capturas de tortugas marinas.

3 Resultados y Discusión

El 72% del esfuerzo de observación (2.272.818 anzuelos) se realizó en el último semestre (julio-diciembre), y más precisamente en el tercer trimestre, 1.240.600 (39%) (**Tabla 1** y **Figura 2**).

El total de capturas de tortugas por especie fue de 1.128 *Caretta caretta*, 259 *Dermochelys coriacea,* 28 *Chelonia mydas,* 29 *Lepidochelys olivacea,* y 42 tortugas no identificadas (**Tabla 2; Figuras 3, 4** y **5**).

Los valores de CPUE de *Caretta caretta* variaron entre 0,1 en diciembre hasta 1,3 (tortugas/1.000 anzuelos) en abril. En *Dermochelys coriacea* variaron entre 0,01 en diciembre hasta 0,2 en agosto (tortugas/1.000 anzuelos). Para el resto de las especies los valores de CPUE fueron valores menores a 0,02 (tortugas/1.000 anzuelos), por lo cual no se consideraron para el análisis.

Los valores de CPUE de *C. caretta* por latitud presentan máximos en los 3ºN, 13ºS y entre 33 y 35ºS (**Figura 6**). En el área de los 13ºS de latitud el valor de CPUE se obtuvo con un esfuerzo de tan sólo 3.000 anzuelos. Sin embargo, si analizamos la distribución latitudinal considerando únicamente los valores de esfuerzo acumulado mayores a 50.000 anzuelos por grado de latitud (**Figura 7**), se observa una tendencia de incremento de la CPUE hacia latitudes mayores.

En el caso de los altos valores encontrados entre los 4º-1ºN (**Figura 11**), si bien el esfuerzo es muy alto (724.986 anzuelos), podrían existir problemas en la identificación de las especies.

En la gráficas de acumulado de captura se pudo apreciar un área, entre los 28-38ºS y los 44-55ºW, donde se capturo el 50% de las tortugas *C. caretta*, con el 23% del esfuerzo (**Figuras 8, 9** y **10**). Esta concentración es debida posiblemente a migraciones tróficas de la especie hacia el área.

Esta distribución espacial permite observar áreas de mayor concentración y atención para la conservación y, a su vez, pone de relieve la necesidad de profundizar en los análisis ambientales.

También se destaca la dificultad de extrapolar los datos al total de las áreas del Atlántico, debido a la existencia de áreas y épocas de concentraciones.

3 Agradecimientos

A los observadores del PNOFA, observadores de la flota brasilera, capitanes, marineros y armadores de los barcos.

Bibliografía

ACHAVAL F., Y.H. Marin & L.C. Barea. 2000. Captura incidental de tortugas marinas con palangre pelágico oceánico en el Atlántico Sud- occidental. En: G. Arena & M. Rey. (Eds.). Captura de grandes peces pelágicos (pez espada y atunes) en el Atlántico Sud-occidental, y su interacción con otras poblaciones. INAPE – PNUD URU/92/003. Pp. 83-88. Montevideo, Uruguay.

BOLTEN A. B., J. A Wetherall, , G. H Balazs and S. G. Pooley (Compilers).1996, Status of Marine Turtles in the Pacific Ocean Relevant to Incidental Take in the Hawaii-Based Pelagic Longline Fishery. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-230, 167 pp.

DOMINGO A., A. Fallabrino, R. Forselledo & V. Quiricci. 2003. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles in the Uruguayan long-line fishery in Southwest Atlantic. En Seminoff, J.A. (Comp.) 2003. Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS – SEFSC – 503, PP. 308.

DOMINGO A., A. Fallabrino and M. Laporta. 2004. Incidental capture and space-time distribution of sea turtles in the Uruguayan longline fishery in South West Atlantic. En: Abstracts of the 4th World Fisheries Congress, Vancouver, Canada. Pag. 58.

DOMINGO A., L. Bugoni and L Prosdocimi. 2005. Diagnóstico de Situación: Las Pesquerías y su Interacción con las Tortugas Marinas en el océano Atlántico Sur Occidental (ASO),Grupo de Especialistas de Tortugas Marinas del ASO. Montevideo. Uruguay. 22pp.

HILTON-TAYLOR C. (Compiler). 2000. 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. xviii + 61 pp.

KOTAS J.E., S. Santos, V.G. Azevedo, B.M.G. Gallo & P.C.R. Barata. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback *(Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. *Fishery Bulletin* 102:393-399.

LAURENT L., J.A. Camiñas, P. Casale, M. Deflorio, G. De Metrio, A. Kapantagakis, D.Margaritoulis, C.Y. Politou, J. Valeiras. 2001. Assessing marine turtle bycatch in European drifting longline and trawl fisheries for identifying fishing regulations. Project-EC-DG Fisheries 98-008. Joint project of BIOINSIGHT, IEO, IMBC, STPS and University of Bari. Villeurbanne, France, 267 p.

LEWISON R.L., S.A. Freeman and L.B. Crowder. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. Ecology Letters 7:221-231.

LUTCAVAGE, M.E., P. Plotkin, B. Witherington, P. L Lutz. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.), The Biology of Sea Turtles. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 387–409.

NISEMURA, W., S. Nakahigashi, 1990. Incidental capture of sea turtles by Japanese research and training vessels: results of a questionnaire. Marine Turtle Newslett. 51, 1–4.

ORAVETZ CA 1999 Reducción de la Captura Incidental en Pesquerías. Pp. 217-222 In: Eckert KL Bjorndal KA Abreu-Grobois FA & M Donnelly (Editors). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication Nº 4.

PINEDO M.C. & T. Polacheck. 2004. Sea turtle by-catch in pelagic longline sets off southern Brazil. Biological Conservation 119:335-339.

POLOVINA, J. J., D. R. Kobayashi, D. M. Parker, M.P. Seki, and G.H. Balazs. 2000. Turtles on the Edge: Movement of Loggerhead Turtles (Caretta caretta) Along Oceanic Fronts, Spanning Longline Fishing Grounds in the Central North Pacific, 1997–1998. Fish. Oceanogr. 9(1), 71–82.

ROBINS, C. M., S. J. Bache and S.R: Kalish. 2002. *Bycatch of Sea Turtles in Pelagic Longline Fisheries – Australia*. Bureau of Rural Sciences Final Report to the Fisheries Resources Research Fund, Agriculture, Fisheries and Forestry – Australia, Canberra.

SALES G., B.B. Giffoni, P.C.R. Barata & G. Maurutto. 2004. Interação de tartarugas marinhas com a pesca de espinhel pelágico na costa brasileira – 1999-2003. Resúmenes del la II Reunión Sobre Investigación y Conservación de Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental-ASO. San Clemente del Tuyú, Argentina.

SOTO J.M.R., T.Z. Serafini, A.T. Lima, R.S. Riva & J.B. Larré-Neto. 2003. Análise da captura de tartarugas marinhas em espinhel pelágico (longline) no sul do Brasil e ao largo. Resúmenes de la I Reunión sobre la Investigación y Conservación de las Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental. Montevideo, Uruguay.

SPOTILA, J.R., R.R. Reina, A.C. Steyermark, P.T. Plotkin and F.V. Paladino. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction. Nature, 405, 529–530.

WITZELL, W. N. 1996. The Incidental Capture of Sea Turtles by the U.S. Pelagic Longline Fleet in the Western Atlantic Ocean. In: Pelagic Longline Fishery–Sea Turtle Interactions. Proceedings of an Industry, Academic and Government Experts, and Stakeholders Workshop, Silver Springs, Maryland, 24–25 May 1994.

WILLIAMS, P., P. J. Anninos, P.T. Plotkin and K. L. Salvini (Compilers). U.S. Dept. Commer. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-7, 32–38.

Tabla 1. Valores anuales de esfuerzo, captura y CPUE.

AÑO	*n lances*	*n anzuelos*	*n C. caretta*	*CPUE C. caretta*	*n D. coriacea*	*CPUE D. coriacea*	*n C. mydas*	*n L. olivacea*	*n No id.*
1998	59	57.905	99	1,71	11	0,19	1	0	0
1999	113	91.990	78	0,85	9	0,10	0	0	0
2000	34	33.349	19	0,57	3	0,09	0	0	0
2001	175	176.020	246	1,40	72	0,41	6	1	0
2002	230	224.950	231	1,03	37	0,16	0	0	0
2003	336	595.895	201	0,34	47	0,08	1	0	3
2004	1.130	1.969.529	254	0,13	80	0,04	20	28	39

Tabla 2. Esfuerzo y captura mensual, acumulado para todo el periodo.

	Lances	*Anzuelos*	*C.caretta*	*D. coriacea*	*C. mydas*	*L. olivacea*	*No id.*
JANEIRO	95	141,054	60	12	2	0	2
FEVEREIRO	91	157,740	46	7	0	0	1
MARÇO	73	124,167	50	3	0	0	9
ABRIL	96	139,511	180	11	1	0	0
MAIO	128	184,214	206	29	0	0	0
JUNHO	100	130,134	105	12	0	0	0
JULHO	240	282,687	66	32	1	3	5
AGOSTO	314	484,797	72	91	14	12	13
SETEMBRO	321	473,116	144	35	4	7	1
OUTUBRO	212	345,747	76	14	0	0	8
NOVEMBRO	250	404,788	90	10	4	0	1
DEZEMBRO	157	281,683	33	3	2	7	2
TOTAL	**2,077**	**3,149,638**	**1,128**	**259**	**28**	**29**	**42**

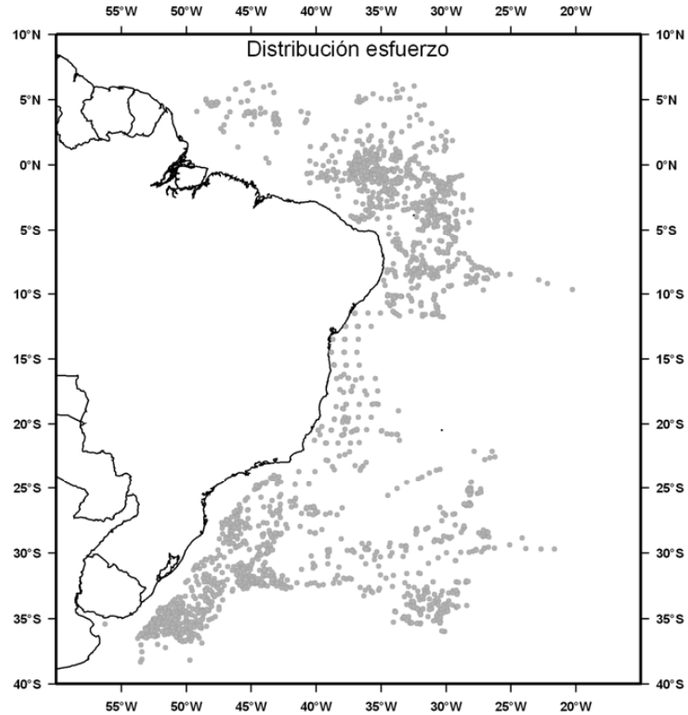


Figura 1. Distribución de los lances de pesca.

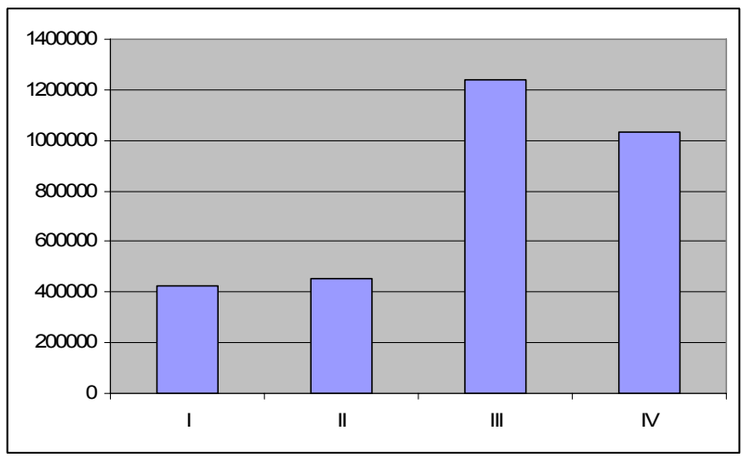


Figura 2. Esfuerzo de observación, en anzuelos, por trimestre.

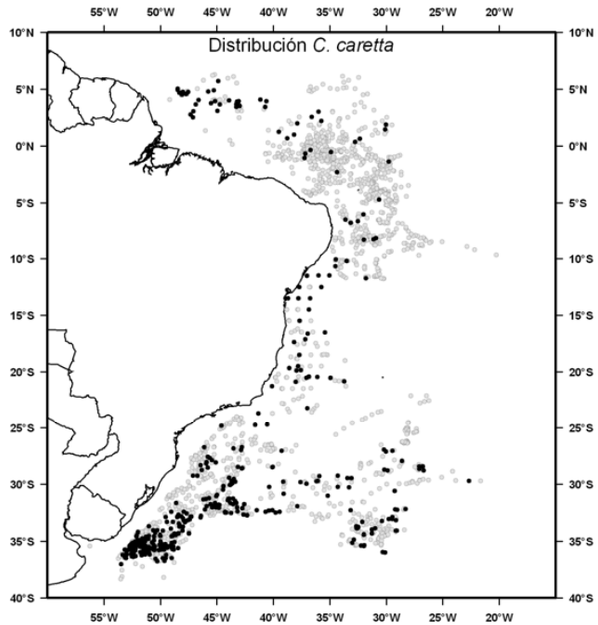


Figura 3. Capturas de *Caretta caretta.*

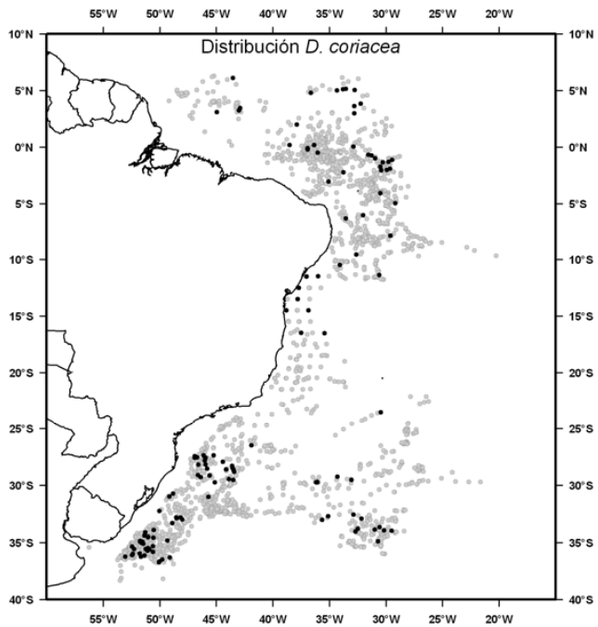


Figura 4. Capturas de *Dermochelys coriacea* **.**

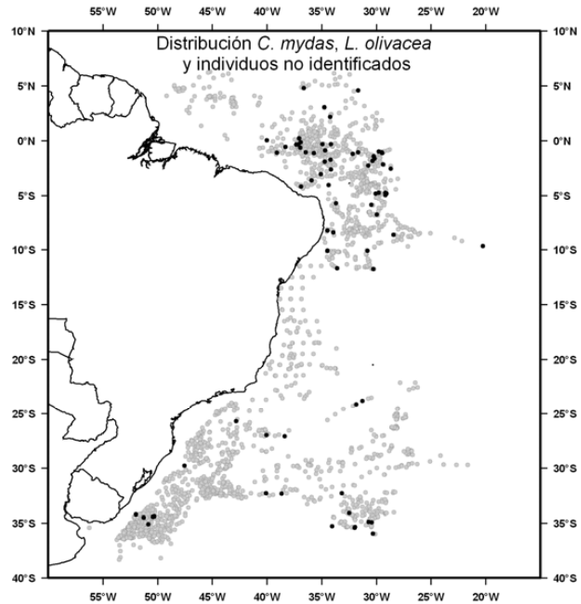


Figura 5. Capturas de *C. mydas, L. olivacea* y n/i.

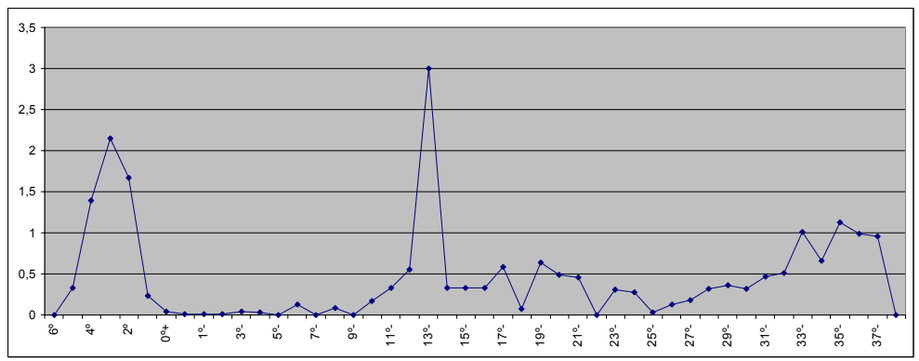


Figura 6. CPUE latitudinal de *Caretta caretta* para todo el periodo y área.

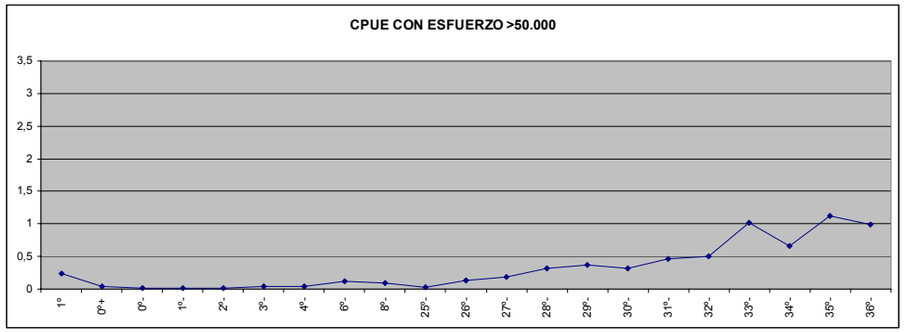


Figura 7. CPUE por grado de latitud donde el esfuerzo fue mayor a 50.000 anzuelos calados.

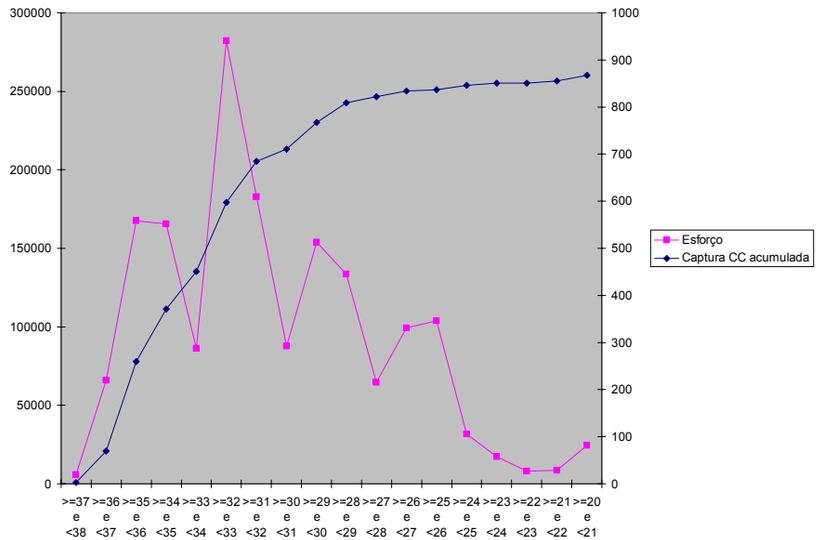


Figura 8. Captura acumulada de *Caretta caretta* por grado de latitud y esfuerzo en miles de anzuelos.

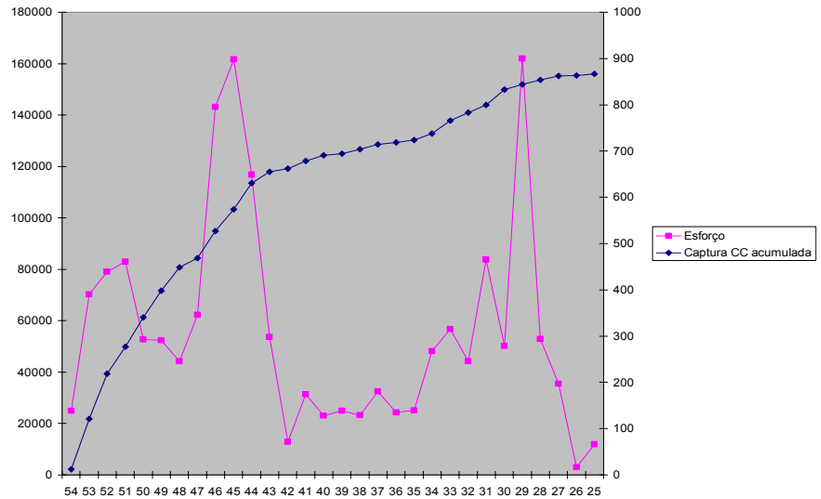


Figura 9. Captura acumulada de *Caretta caretta* por grado de longitud y esfuerzo en miles de anzuelos.

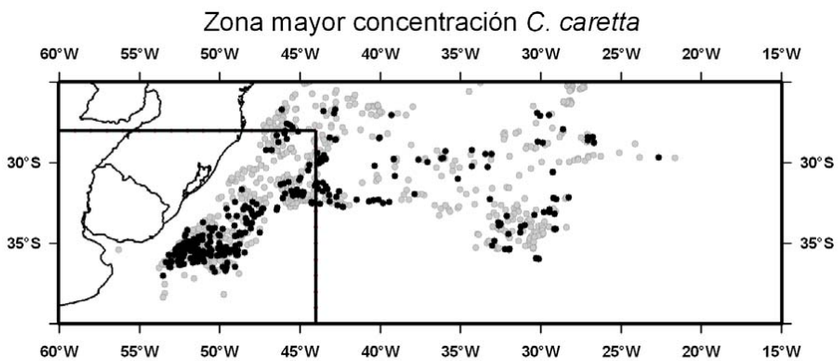


Figura 10. En este mapa se indica la zona hacia el SW de los 28ºS y 44ºW. En dicha zona se concentró el 23% del esfuerzo monitoreado, observándose el 50% de las capturas de *C. caretta.*

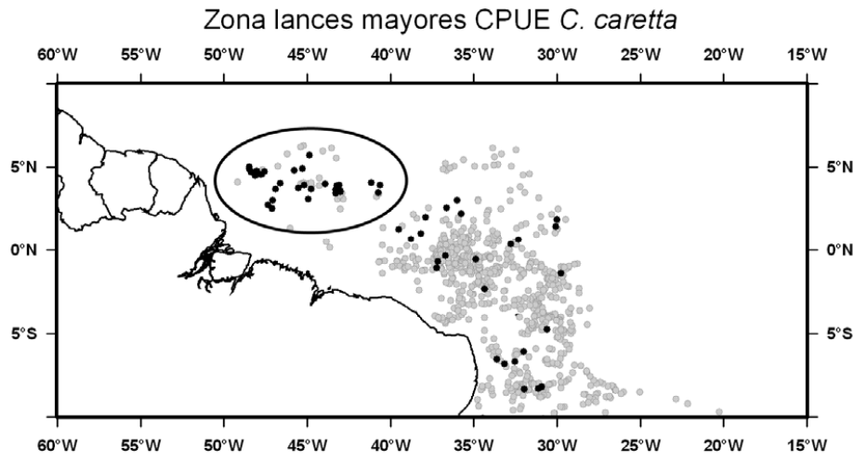


Figura 11. En este mapa se indica la zona donde se registraron las mayores CPUE de *C. caretta*, con 2 lances donde la CPUE alcanzó valores de más de 10 *C. caretta*/1000 anzuelos.

Chelonian Conservation and Biology, 2006, 5(1): 93–101
© 2006 Chelonian Research Foundation

Sea Turtle Conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a Feeding Area with Incidental Capture in Coastal Fisheries

BERENICE M.G. GALLO[1], SUAMI MACEDO[2], BRUNO DE B. GIFFONI[1], JOSÉ HENRIQUE BECKER[1], AND PAULO C.R. BARATA[3]

[1]*Fundação Pró-TAMAR, Rua Antonio Athanásio 273, Ubatuba - SP, 11680-000 Brazil [tamaruba@tamar.org.br];*
[2]*Projeto TAMAR-IBAMA, Rua Antonio Athanásio 273, Ubatuba - SP, 11680-000 Brazil [tamaruba@tamar.org.br];*
[3]*Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480, Rio de Janeiro - RJ, 21041-210 Brazil [paulo.barata@ensp.fiocruz.br]*

ABSTRACT. – **Since 1991, Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian sea turtle conservation program, has maintained a station in Ubatuba, State of São Paulo, southeastern Brazil, a feeding area for sea turtles where incidental capture in coastal fisheries occurs. We present an overview of the local fishing methods, explain the conservation approach and field methods employed by TAMAR in the region, present biological data collected between 1991 and 1998, and provide an assessment of the conservation status of sea turtles in the Ubatuba region. During the study period, 2,515 captures of sea turtles were recorded, comprising four species: green turtles (*Chelonia mydas*, 98.4% of total captures, generally juveniles), loggerheads (*Caretta caretta*), hawksbills (*Eretmochelys imbricata*), and leatherbacks (*Dermochelys coriacea*). Most of the data come from turtles incidentally captured in fishing gear, mainly by artisanal methods. The available data suggest that Ubatuba is a developmental habitat for juvenile green turtles.**

KEY WORDS. – **Reptilia; Testudines; Cheloniidae; Dermochelyidae; *Chelonia mydas*; *Caretta caretta*; *Eretmochelys imbricata*; *Dermochelys coriacea*; sea turtle; feeding area; fishing; incidental capture; community-based; conservation; Brazil**

Sea turtles use a variety of habitats during their life cycle: nesting beaches, inshore coastal feeding areas, and the pelagic environment. All are necessary for their survival at some point in their lives (Miller 1997; Musick and Limpus 1997). Although sea turtles spend most of their lifetime in the water, most research and conservation efforts have focused on nesting beaches (Bjorndal 1999). Research activities and conservation measures also must be implemented at sea because sea turtle biology is poorly understood there (Bjorndal 1999) and because sea turtles are subject to a series of threats at sea, including direct exploitation, pollution, diseases, effects of man-made marine structures, and incidental capture in fishing gear (Lutcavage et al. 1997; Gibson and Smith 1999; Herbst 1999).

Five species of sea turtles nest in Brazil: the green turtle (*Chelonia mydas,* "*tartaruga-verde*" or "*tartaruga-aruanã*"), loggerhead (*Caretta caretta,* "*tartaruga-cabeçuda*"), hawksbill (*Eretmochelys imbricata,* "*tartaruga-de-pente*"), olive ridley (*Lepidochelys olivacea,* "*tartaruga-pequena*" or "*tartaruga-comum*") and leatherback (*Dermochelys coriacea,* "*tartaruga-de-couro*" or "*tartaruga-gigante*"). Sea turtle nesting in Brazil occurs essentially between the states of Sergipe and Rio de Janeiro and on three oceanic islands: Fernando de Noronha, Atol das Rocas, and Trindade (Marcovaldi and Marcovaldi 1999); scant nesting may occur elsewhere. In contrast, the entire coast of Brazil provides foraging habitat for these species, although different species occur at varying densities along the coast. There are records of turtles captured in fishing gear or stranded along essentially the entire Brazilian coast (Cunha 1975; Soto and Beheregaray 1997a, 1997b; Marcovaldi et al. 1998; Pinedo et al. 1998).

After the establishment of research stations at the main Brazilian nesting areas, Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian sea turtle conservation program, decided in 1990 to start working at feeding areas having significant levels of incidental capture in local fisheries (Marcovaldi et al. 1998; Marcovaldi and Marcovaldi 1999). At that time, fishing was already recognized as an important threat to sea turtles worldwide (National Research Council 1990), but little was known concerning Brazil. The first Brazilian station near a sea turtle feeding area was created in 1991 in Ubatuba, São Paulo. No nestings were known to occur in Ubatuba, located south of the state of Rio de Janeiro, the southernmost limit of the regular nesting range in Brazil (Marcovaldi and Marcovaldi 1999), but there were indications of incidental captures of sea turtles in fishing nets there (Projeto TAMAR, unpubl. data, 1991). An exploratory survey indicated that captures, mainly of juvenile green turtles, occurred in great numbers, qualifying Ubatuba as an important site for conservation activities.

This article presents an overview of the local fishing methods that capture sea turtles in the coastal area of Ubatuba, explains the conservation approach and field methods employed by TAMAR in the region, presents

biological data collected between 1991 and 1998, and provides an assessment of the conservation status of sea turtles there.

METHODS

Study Area. — Ubatuba (23°26′S, 45°05′W) is located on the northern coast of the state of São Paulo, in southeastern Brazil, about 240 km from São Paulo, the state capital. Ubatuba's coastline is about 100 km long (Fig. 1). Tourism is the main economic activity, with fishing also important. Ubatuba is located in the southern limit of the tropical zone, with mild temperatures and rainy weather (climate Cfa in Koeppen's classification [de Blij and Muller 1993]). Between 1961 and 1990, average monthly temperatures varied between 17.6°C (July) and 24.6°C (February), and the average yearly precipitation in that period was 2,616 mm (Estado de São Paulo 1996). Ubatuba's coastline alternates between sandy beaches and rocky shores. Among the more than 70 beaches in the municipality, some are quite isolated, backed by Atlantic rainforest and accessible only by foot trails or boat. Many beaches are occupied by traditional communities, for which artisanal fishing is the main source of income. Ubatuba also harbors a small-scale commercial fishery, targeting mainly shrimp.

Local Fishing Methods

Floating Weirs ("cercos flutuantes"). — This is trap made of nets anchored to the seafloor, extending through the water column, operating usually in waters 8–15 m deep. Mesh size varies at different parts of the nets, between 2 and 11 cm. This technique was introduced by Japanese fishermen and is now well known in Ubatuba. This is not a species-selective method, although it captures mainly migratory fish species such as the Serra Spanish mackerel and the blue runner. Fish captured in floating weirs stay alive and swim inside the walls formed by the nets. Likewise, turtles captured by this method usually do not entangle in the nets, and stay alive until the fishermen come to extract the fish, which occurs from 1 to 3 times a day. Each floating weir is operated by 4 to 5 fishermen, who work out of 2 canoes. The number of floating weirs taking part in TAMAR's conservation program in each year varied from 1 (in 1991) to 7 (in 1996). In 1998, 5 weirs collaborated with TAMAR out of 11 weirs operating in Ubatuba at that time.

Gill Nets ("redes de espera" or "redes de emalhar"). — These nets, usually 50–100 m long and 1.5–3 m high, are set by 1 to 3 fishermen, using a canoe, and stay from 6 to 12 hours in the water, which means that there is a low probability of survival if turtles are entangled in nets soon after they are set. Gill nets are usually placed in waters 2–15 m deep and can operate on the surface, in midwater, or at the bottom. Mesh size is usually 10–14 cm. Some species of fish most commonly captured in gill nets are whitemouth croaker, weakfish, Atlantic bumper, and snooks. We believe that in 1998 about 200 gill nets were in operation in Ubatuba; a precise estimate of their number has not been established due to their widespread use.

Encircling Gill Nets ("redes de tróia"). — This fishing method is most commonly used from May to September, when the main target species—mullets and the Serra Spanish mackerel—are found in Ubatuba. Encircling gill nets extend through the water column and usually operate at a depth of about 10 m. Mesh size is about 12 cm. Captured turtles are always found alive. This fishing method is regularly employed at only one beach in Ubatuba; it is very rarely used at a few other beaches.

Bottom Trawl Nets ("redes de arrasto"). — These nets are quite common in Ubatuba. Both the simple and "double-rig" kinds are employed by about 100 boats, generally less than 11 m in length; all of them use mechanical means to haul the nets aboard. These boats operate in coastal waters relatively far from rocky shores,

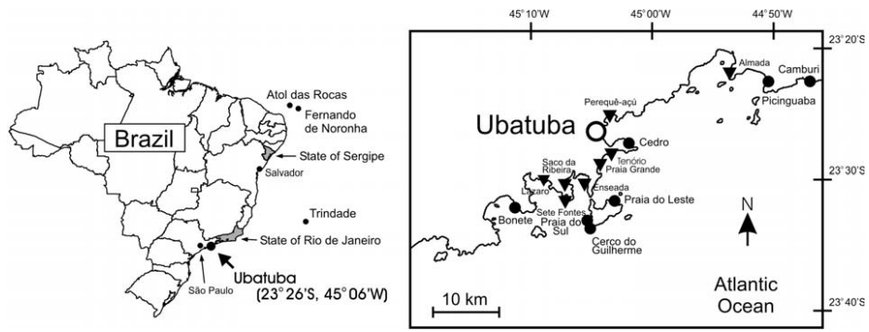


Figure 1. Map of Brazil, showing the location of Ubatuba (left), and map of the Ubatuba area (right) showing the main sites where turtles have been captured. Black circles indicate sites where fishing weirs have established an agreement with TAMAR; triangles indicate some of the main sites where other fishing gear are used by local fishermen.

at depths of up to 80 m. Target species are shrimp. In 1994, Brazilian governmental rules required the use of Turtle Excluder Devices (TEDs) by trawlers targeting the pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis*, *F. paulensis*), which is caught in Ubatuba. Since 1997, all shrimp fisheries in Brazil are required to use TEDs, although boats smaller than 11 m in length are exempt, as well as boats of any size that do not employ mechanical means to haul the nets aboard. However, to our knowledge, no trawlers operating in the Ubatuba area used TEDs during the study period, even those larger than 11 m in length. Brazilian regulations forbid shrimping during the "*defeso*" (protection), a closed period deemed necessary for shrimp reproduction, usually a three-month period from February to May; the *defeso* is usually observed by Ubatuba trawlers. TAMAR does not work regularly with shrimp trawlers in Ubatuba, so it is only opportunistically that reports on incidental capture of turtles are received.

Hook and Line. — This method is usually employed by local amateur fishermen or tourists. TAMAR receives reports only infrequently of sea turtles captured by hook and line. Turtles captured by this means are hooked not only through the mouth, but frequently through their flippers.

Besides the above-mentioned fishing methods, turtles are also captured intentionally in Ubatuba through free diving, by members of the TAMAR team. This method of capture is only occasionally employed because TAMAR does not include free diving as part of its regular program of activities in Ubatuba. Furthermore, turtles are also found stranded on the shore or floating (alive or dead) in the water.

Floating weirs are sometimes taken out of the water for maintenance or due to sea and/or weather conditions. Other kinds of fishing gear are also employed according to the fishermen's working schedules and/or weather conditions. TAMAR does not generally keep records of the actual fishing effort carried out in Ubatuba, as measured by the number of days floating weirs or other fishing gear stay in the water.

Establishing a Partnership with the Local Community

Between January and September 1991, personal interviews with fishermen were carried out to gather information regarding the occurrence and capture of sea turtles: the season with most captures, species, size of the turtles, fishing methods involved, the fate of the turtles (released, killed, consumed). The interviews also tried to assess the knowledge fishermen had about the conservation status of sea turtles and about Brazilian environmental regulations regarding the protection of these animals.

The interviews showed that several fishing methods captured sea turtles in Ubatuba, both in artisanal and commercial fisheries. Because the floating weirs have a fixed location, relatively easy access, a daily work routine, and a high number of sea turtles are incidentally captured through them, for operational reasons TAMAR opted to initially concentrate its field efforts on the monitoring of these nets. A partnership was then established with fishermen working with floating weirs, who agreed to communicate to TAMAR the incidental capture of turtles in weirs or in other fishing gear.

TAMAR does not maintain observers on beaches or fishing spots, nor is a regular search for sea turtles carried out by its technical team. TAMAR relies almost solely on fishermen's communications for information on captured turtles. Fishermen take part in the conservation program voluntarily, without any monetary compensation or direct gain. Their participation is entirely based on their understanding of the aims of the program and collaborative attitude with TAMAR's technical team. Sometimes the net is damaged by the turtle or when freeing the turtle; moreover, to free the turtle from the net, bring it to the beach and contact TAMAR not only takes up fishermen's time but also implies changing old habits regarding the killing and consumption of turtles.

Some positive aspects in the establishment of the partnership between TAMAR and fishermen are educational initiatives and the introduction to alternative income sources to those people and their families. Since they are requested to stop consuming turtles, TAMAR has fostered the development of alternative economic activities in Ubatuba, such as mussel culture (for sale to local restaurants), handicrafts (sold through TAMAR's stores), and a paper recycling workshop (run by local children and adolescents) (Giffoni et al. 1998; Marcovaldi and Thomé 1999).

Several methods are used by TAMAR to transmit the conservation message to fishermen, as well as to local residents, tourists, students, and the general public. Close, frequent personal contacts with the local communities play a key role here. Members of the TAMAR technical staff regularly visit the beaches where fishermen live, and take part by invitation in meetings where local people discuss their interests, as well as in festivals and other gatherings. Over time, these contacts make it possible for TAMAR personnel to talk to local people about sea turtles, their conservation, and about marine conservation in general. Furthermore, the TAMAR station in Ubatuba maintains a visitor's center, including display tanks containing several species of sea turtles. The TAMAR staff on demand gives talks to groups of local residents, schools and universities, and about 40 trainees (undergraduate university students) take part in TAMAR's sea turtle conservation training program in Ubatuba each year (Marcovaldi and Thomé 1999).

Field Methods

TAMAR has worked year round in Ubatuba since mid-1991. Whenever a communication is received, one person of the TAMAR team goes to the site and the turtle

is identified to species, measured—curved carapace length (CCL, nuchal notch to posteriormost tip of carapace) and curved carapace width—and tagged. Until January 1993, only a single tag was applied, but since then, a double-tagging scheme has been used, with a tag being applied to each of the front flippers (Limpus 1992). Initially, monel tags (National Band and Tag Co., USA, style 681) were used, but since April 1995 only inconel tags (National Band and Tag Co., USA, style 681) have been applied. Turtles are tagged at the proximal positions L3/R3 (Limpus 1992). Whenever a turtle is recaptured with at least one tag, lost tags are replaced and damaged tags are substituted.

The presence or absence of tumors, which are identified by gross examination under field conditions, was recorded. Whenever possible, tumor samples were collected and sent to the University of São Paulo for histopathological analysis. In 1998, a skin sample was taken from green turtles for genetic analysis. If the captured turtle was found to be healthy, it was released back to the sea. Otherwise, it was taken to the TAMAR station for rehabilitation.

The TAMAR station in Ubatuba is sometimes requested to attend to sea turtles captured in fishing gear or found stranded in areas in the state of São Paulo outside of Ubatuba. Furthermore, at times turtles tagged in Ubatuba and found in Brazilian states other than São Paulo are reported to the TAMAR station in Ubatuba. Turtles captured in places other than Ubatuba will only be considered in this work when the movement of turtles to other regions in Brazil is at issue. All other analyses concern only turtles captured in Ubatuba.

Data Analysis

When analyzing the size distribution of the turtles, tagged and untagged turtles were dealt with differently. For tagged turtles, only the first CCL measurement in each year was included in the calculations; for untagged turtles all measurements were included, on the assumption that they were different individuals, since most (76.6%) of the untagged turtles were found dead. In the analyses of CCL concerning the form of capture, all captures were entered into the analyses. Whenever necessary, to compare the CCL of captured turtles to carapace length data found in the literature, straight carapace lengths in published data were converted to CCL by means of formulas in Teas (1993) for loggerheads; Bjorndal and Bolten (1989) for green turtles; and van Dam and Diez (1998) for hawksbills.

Turtles found stranded on the shore or floating in the water were analyzed together under the heading "stranded". For the analysis of tumor occurrences, turtles captured more than once in each year were counted only once in the year. Recapture interval is defined as the time interval between the first and last captures of a turtle.

Nonparametric Kruskal-Wallis and Mann-Whitney tests were used in the statistical analyses (Zar 1996). Percentages of turtles captured alive by species were compared through a contingency table analysis, by means of a Pearson's Chi-squared test (Fleiss 1981). Whenever possible, exact Kruskal-Wallis, Mann-Whitney, and Pearson's Chi-squared tests were computed, otherwise (whenever datasets were too large) a Monte Carlo approximation to the exact test was applied (Mehta and Patel 1998). All statistical computations were carried out with the software StatXact 4 (Mehta and Patel 1998). In the statistical analyses, the significance level was alpha = 0.05.

RESULTS AND DISCUSSION

Partnership with the Local Community. — The actual number of fishermen collaborating with TAMAR varied among the years. In 1998, approximately 40 fishermen were collaborating, and 25 of them worked with floating weirs. Regular contact with fishermen working with the floating weirs brought TAMAR into contact with other methods of capturing sea turtles in Ubatuba. Over time, other people (local inhabitants, tourists, public officers) learned to communicate with TAMAR about sea turtles found in the region.

Turtle Captures. — From May 1991 to December 1998, the TAMAR station in Ubatuba recorded 2515 captures of sea turtles. Four species were found: the green turtle ($n = 2{,}475$ captures or 98.4% of total captures), the loggerhead ($n = 13$ or 0.5%), the hawksbill ($n = 23$ or 0.9%), and the leatherback sea turtle ($n = 4$ or 0.2%). No leatherback turtles were observed alive in the Ubatuba coastal area (Fig. 2).

The very large proportion of green turtles in the sample does not necessarily imply that these turtles occur in an equally large proportion in the Ubatuba area, as the sample was strongly dependent on what was caught in the

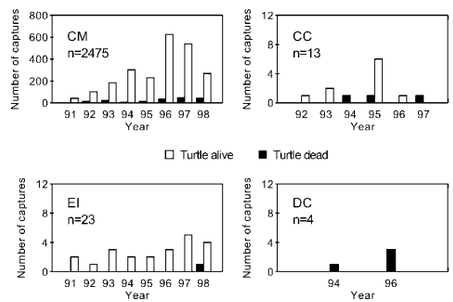


Figure 2. Number of recorded captures by year, species, and condition at capture, 1991 through 1998. Sample size is presented for each graph. Note the different vertical scales among graphs. Species abbreviations: CM = *Chelonia mydas*, CC = *Caretta caretta*, EI = *Eretmochelys imbricata*, DC = *Dermochelys coriacea*.

floating weirs, which capture mostly green turtles (see below). However, green turtles seem indeed to be the most abundant species near the Ubatuba coast (Gallo et al., *pers. obs.*, 2002).

The observed variation in the number of captured turtles among years (Fig. 2) has several explanations related to fishermen's and TAMAR's working schedules as well as possible annual variation in the occurrence of turtles in Ubatuba. For the first 5 years, the increase in the number of reported captures was basically due to the expansion of TAMAR's activities in Ubatuba. The year with the maximum number of floating weirs (7) operating cooperatively with TAMAR was 1996, and after that 2 weirs stopped participating in the conservation program. Furthermore, in 1996, an extraordinary number of captures ($n = 111$, mostly through gill nets and encircling gill nets) were reported from 1 of the beaches, Almada; before that, only 6 or fewer turtles were caught there annually.

Capture Methods and Size Distribution. — Floating weirs alone were responsible for 80.4% of all recorded captures (Fig. 3). Green turtles, the species most commonly captured, were captured by all fishing methods, although mainly (81.1%) through floating weirs (Fig. 3). Green turtles captured in floating weirs averaged 40.4 cm in CCL ($n = 1976$). There was no significant difference in CCL between green turtles found alive (average CCL = 40.4 cm, $n = 1913$) or dead (average CCL = 41.0 cm, $n = 63$) (Mann-Whitney test, U = 57,653, $p = 0.558$), which indicates that green turtle deaths in weirs (possibly caused by entanglement in the nets) were not related to the size of the turtles.

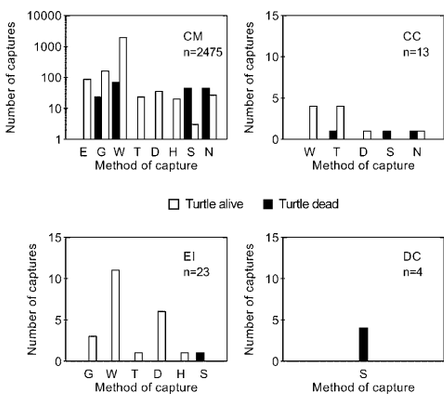


Figure 3. Number of captures by form of capture, species, and condition at capture, 1991 through 1998. Sample size is presented for each graph. Note the different vertical scales among graphs, and that the vertical scale in the top-left graph is logarithmic. Form of capture abbreviations: E = encircling gill net, G = gill net, W = floating weir, T = trawl net, D = free diving, H = hook and line, S = stranded, N = no information. "Stranded" includes turtles actually stranded plus those found floating in the water. Species abbreviations as in Fig. 2.

The overall average CCL for green turtles captured through methods other than the floating weirs was 41.0 cm ($n = 384$), and there was a significant difference in CCL for green turtles captured among them (Kruskal-Wallis test, H = 15.25, $p = 0.017$). However, the difference in CCL among methods was relatively small: average CCL ranged from 38.7 cm (encircling gill nets, $n = 87$) to 43.7 cm (trawl nets, $n = 22$). The difference in average CCL could be due to differences in the fishing gear, and/or to the different environments where they were employed. Furthermore, information about captures in trawl nets were only opportunistically reported to TAMAR, so sampling aspects could play a part in explaining that difference. For green turtles captured in gill nets, 12.6% were found dead (Fig. 3), and there was no significant difference in CCL between turtles found alive (average CCL = 41.8 cm, $n = 159$) and dead (average CCL = 38.7 cm, $n = 23$) (Mann-Whitney test, U = 2257, $p = 0.070$). Among stranded green turtles ($n = 48$), 93.8% were found dead. No green turtles were captured dead by hook and line, free diving, trawl nets, or encircling gill nets (Fig. 3).

Loggerheads were captured mostly in floating weirs (average CCL = 63.5 cm, $n = 4$) and trawl nets (average CCL = 66.6 cm, $n = 5$) (Fig. 3). Hawksbills were captured mainly in floating weirs ($n = 11$, average CCL = 45.4 cm), free diving ($n = 6$, average CCL = 37.3 cm) and gill nets ($n = 3$, average CCL = 44.7 cm) (Fig. 3). Leatherbacks ($n = 4$) were all found dead either stranded or floating (Fig. 3).

Figure 4 shows the size distribution of the turtles. Mean ± standard deviation and range of CCL (cm) for each species are: green turtles, 40.6 ± 8.3 (27.0–96.0) ($n = 2,254$); loggerheads, 63.0 ± 16.9 (32.5–85.0) ($n = 12$); hawksbills, 46.1 ± 11.6 (32.0–67.0) ($n = 22$); leatherbacks, 137.0 ± 16.7 (120.0–160.0) ($n = 4$). In Ubatuba, green turtles and loggerheads were generally juveniles, although there was some overlap between the

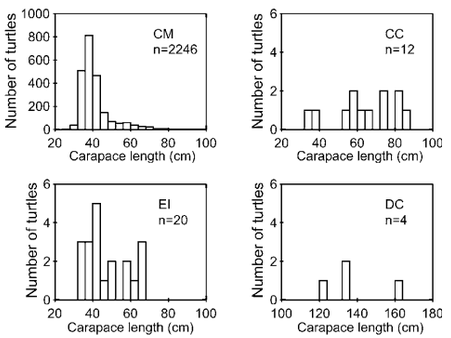


Figure 4. Curved carapace length (CCL) distribution, by species, 1992 through 1998. Sample size is presented for each graph. Note the different vertical scales among graphs. Maximum observed CCL for green turtles = 96 cm (not apparent in top-left graph). Species abbreviations as in Fig. 2.

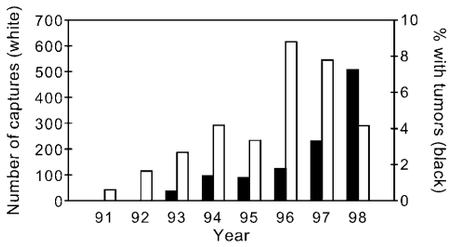


Figure 5. Number of green turtles captured in Ubatuba between 1991 and 1998 (white bars, left scale) and percentage of those turtles found with tumors (black bars, right scale). No turtles were recorded with tumors in 1991 and 1992. Total number of green turtles recorded with tumors was $n = 58$.

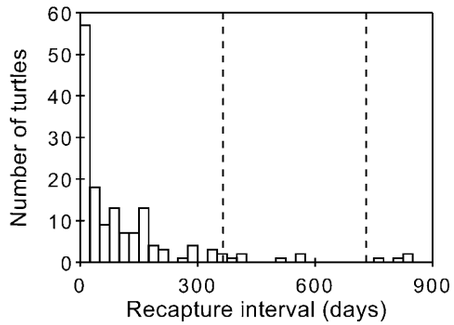


Figure 6. Distribution of the recapture interval between first and last captures of green turtles for those turtles captured two or more times, 1991 through 1998. Sample size, $n = 151$ turtles. Dashed lines indicate periods of one and two years.

range of CCL observed in Ubatuba and that observed for nesting females in other places in the Atlantic Ocean (Dodd 1988; Hirth 1997; Cejudo et al. 2000). All hawksbills were juveniles, smaller than those nesting elsewhere in the Atlantic (Witzell 1983). Leatherbacks were large juveniles or adult turtles (Márquez M. 1990).

Condition. — Between 1991 and 1998, 92.6% of the green turtles ($n = 2475$) were captured alive, as were 76.9% of the loggerheads ($n = 13$) and 95.7% of the hawksbills ($n = 23$); these percentages are not significantly different (Pearson's Chi-squared test, $\chi^2 = 4.90$, $p = 0.074$). Turtles found stranded or floating, which could possibly have been carried from a distance by sea currents, were usually dead (Fig. 3) or in bad condition (wounded and/or debilitated), and sometimes entangled in fishing gear debris. Worldwide, the entanglement in fishing gear debris, as well as the ingestion of plastics and other man-made debris, are known to pose significant threats to sea turtle health and survival (Lutcavage et al. 1997).

Between 1993 and 1998, 58 green turtles were observed with tumors, sometimes with many tumors. The annual proportion of captured green turtles that had tumors increased from 0.5% in 1993 to 7.2% in 1998 (Fig. 5). Although the prevalence of tumors in Ubatuba is apparently increasing, the results could be biased by the available sample, possibly due to increased awareness and recognition of the condition by TAMAR personnel.

Matushima et al. (2000) analyzed tumor samples from 11 juvenile green turtles from Ubatuba and from the states of Espírito Santo and Bahia (both to the north of Ubatuba); all samples examined had a histopathological confirmation of fibropapillomatosis.

Recaptures. — Most green turtles were not seen again after the initial tagging: of the 2071 green turtles captured and released in Ubatuba between 1991 and 1998, 136 were captured twice, 26 three times, and 2 four times. Of these animals, 151 had the date of first and last captures recorded, which allowed the computation of the recapture interval (Fig. 6). For most turtles (93.4%), this interval was less than one year. Indeed, the interval distribution is quite skewed: 83.4% of the turtles had a maximum recapture interval of less than 180 days, 59.6% of less than 90 days, and only four turtles had an interval higher than two years (Fig. 6). The average recapture interval was 113.2 days, and the median interval was 57 days. This suggests that the residency time of green turtles in Ubatuba may be low, generally less than one year, and for most turtles less than 180 days, and that Ubatuba is a developmental habitat for green turtles, mainly for small juveniles (Fig. 4). However, tag loss, turtle mortality, and the sampling scheme could be involved in an explanation of Fig. 6.

Seasonality. — The greatest number of captures occurred during winter, when some floating weirs were taken out of the water (Fig. 7). This suggests that the peak in the number of captures in that period of the year is not an artifact of the sampling scheme, since more captures were observed when a smaller number of weirs tended to be in the water.

There was a clear temporal correlation between the number of captures and the average body length (Fig. 7): average CCL was smallest in winter (around July), when the number of captures were highest, and the average CCL was largest in late summer (around February), when the number of captures were lowest. However, small green turtles (CCL $<$ 40 cm) were found in Ubatuba throughout the year, although they occurred at a higher proportion during winter. Larger juveniles (CCL $>$ 60 cm), although always less abundant than smaller ones (Fig. 4), were also found throughout the year, but at a higher proportion in late summer.

A seasonal pattern in the occurrence of juvenile green turtles in feeding areas has been observed in Texas, USA (Shaver 1994) and Florida, USA (Mendonça and Ehrhart 1982). However, in those instances peak occurrence was in summer in the northern hemisphere, around July or August, that is, these seasonal patterns were opposite to that found for green turtles in Ubatuba, where peak

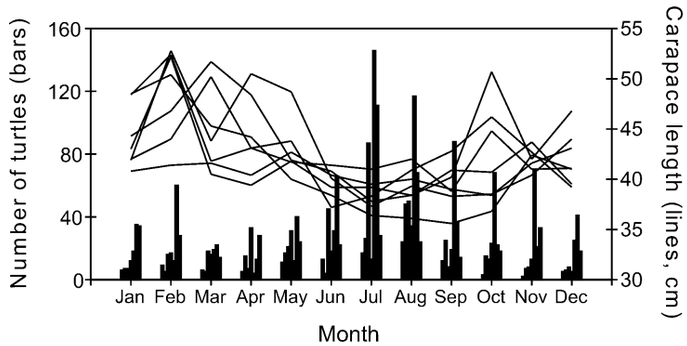


Figure 7. Seasonal patterns in the occurrence of green turtles and their size, 1992 through 1998. Bars, left scale: number of turtles captured by month (for each month, each of the 7 bars represents a year); lines, right scale: average curved carapace length (CCL) by month (each of the 7 lines represents a year). Total sample size, $n = 2246$.

occurrence occurred in winter (Fig. 7). It has been suggested that sea turtles may move to higher latitudes in summer, returning to lower latitudes as the temperature falls in winter (Shoop and Kenney 1992; Epperly et al. 1995). In Ubatuba, the generally short recapture intervals, less than 180 days for most green turtles (Fig. 6), seem to exclude the possibility of green turtle seasonal movements between Ubatuba and other places, and suggest instead the alternative explanation that Ubatuba is a developmental habitat for green turtles, mainly for small juveniles.

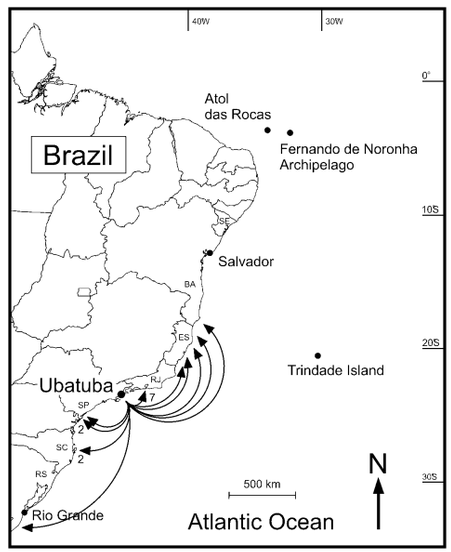


Figure 8. Displacements of green turtles tagged in Ubatuba and recaptured at distances greater than 150 km ($n = 18$). Arrows connect Ubatuba to recapture locations and do not imply actual travel routes. A number next to an arrow indicates that more than one turtle was recaptured at the location. Brazilian states identified in the map: SE = Sergipe, BA = Bahia, ES = Espírito Santo, RJ = Rio de Janeiro, SP = São Paulo, SC = Santa Catarina, RS = Rio Grande do Sul. The 3 main nesting grounds for green turtles in Brazil are shown on the map: Trindade Island, Atol das Rocas, and the Fernando de Noronha Archipelago.

Although small juvenile green turtles were found in Ubatuba throughout the year, Figs. 6 and 7 suggest that they might arrive preferentially in wintertime and depart mostly around the end of summer, which is compatible with the data suggesting a short residency time in Ubatuba. This, however, should be regarded as tentative and a very general explanation for the seasonal occurrence of juvenile green turtles in Ubatuba and for their apparently short residency there. The relationship between turtle size and time of recruitment in Ubatuba, as well as a more thorough assessment of the sampling scheme adopted by TAMAR, and possibly the growth pattern of the turtles, should be considered in the analysis of the seasonal patterns presented in Fig. 7.

Movements. — Figure 8 shows the movement of green turtles tagged in Ubatuba and recaptured at a distance (along the Brazilian coastline) greater than 150 km. The average CCL at the initial capture in Ubatuba prior to the recapture was 38.6 cm ($n = 18$, range = 34–43 cm). The farthest recapture to the north occurred in Mucuri, southern extreme of the state of Bahia, about 900 km (along the coastline) from Ubatuba; the recapture interval was 596 days. The farthest recapture to the south occurred near Rio Grande, state of Rio Grande do Sul, about 1,200 km (along the coastline) from Ubatuba; the recapture interval was 483 days. Besides the movement patterns shown in Fig. 8, a few other green turtle displacements to locations in the states of São Paulo and Rio de Janeiro—which are less than 150 km from Ubatuba—were also recorded.

No apparent relationship can be seen in the data between the time of year of the last encounter in Ubatuba

and the direction either north or south traveled by the turtles. In all distant recaptures (recaptures at distances greater than 150 km from Ubatuba, both to the north and south, $n = 18$ turtles, Fig. 8), the turtles were last observed in Ubatuba between April and October, wintertime.

CONCLUSIONS

The origin of the turtles found in Ubatuba is unknown. Genetic studies on mtDNA indicate that juvenile green turtle populations in feeding grounds can be formed by genetically distinct stocks, with contributions from several different nesting populations (Lahanas et al. 1998; Bass and Witzell 2000). Green turtles and other species of sea turtles found in Ubatuba could be connected to populations in feeding areas and nesting beaches quite distant from Ubatuba, possibly in countries other than Brazil, which would call for international cooperation in the protection of these populations (Bolten et al. 1998; Trono and Salm 1999).

Worldwide, a diversity of fishing methods, both artisanal and commercial, has been implicated in the capture of sea turtles (Lutcavage et al. 1997). In Ubatuba, artisanal fishing is part of the "*caiçara*" culture, a blend of Portuguese, Indian, and, to a smaller degree, African traditions (Diegues and Arruda 2001). Sea turtle conservation, as practiced by TAMAR in Ubatuba, is based on the involvement of local fishermen and communities and on the understanding of the role that fishing represents to these communities. Conservation is not regarded just as a biological matter, as it also depends on local, cultural, and economic components (Frazier 1999; Marcovaldi and Marcovaldi 1999). We believe that the results obtained by TAMAR in Ubatuba are significant when measured in several ways: captured turtles are no longer consumed at the main beaches and fishing spots, the environmental conservation message has been transmitted to local inhabitants and to visitors, TAMAR has fostered several alternative economic activities which have brought improvements to the quality of life of local inhabitants, and valuable biological information concerning the presence of sea turtles in Ubatuba has been gathered. The observed enthusiasm of children for the sea turtle program suggests that the conservation message will be felt for many years ahead.

Ubatuba's relative proximity to São Paulo, the state capital and largest city in Brazil (Fig. 1), has caused a great deal of activity there by environmental and welfare nongovernmental organizations and by governmental agencies regarding environmental conservation and educational programs for local communities. Most activities have been restricted to specific areas and of short duration. Frazier (1999) stated that a sufficiently long period is important for the success of a community-based conservation program. We believe that the continuity of TAMAR's actions in Ubatuba since 1991 has been one of the main causes for the support obtained from local communities. The experience obtained in dealing with artisanal fishermen and local communities will serve as a guide for future conservation actions in Ubatuba.

ACKNOWLEDGMENTS

We wish to thank the fishermen and all the people of Ubatuba (schoolteachers, students, public officials, and the general public), who have wholeheartedly been collaborating with the sea turtle conservation program. We also thank all the trainees (university students) who have worked with us and helped to collect data. Neca Marcovaldi and Matthew Godfrey provided valuable comments on an early draft of this article. We would like to thank Jack Frazier and Manjula Tiwari for their critical reading of the manuscript, and Jeffrey Seminoff and an anonymous reviewer, whose editorial comments helped to improve this article. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA (the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras. In Ubatuba, TAMAR is supported by Ubatuba's municipal government (Prefeitura Municipal de Ubatuba).

LITERATURE CITED

BASS, A.L. AND WITZELL, W.N. 2000. Demographic composition of immature green turtles (*Chelonia mydas*) from the east central Florida coast: evidence from mtDNA markers. Herpetologica 56:357–367.

BJORNDAL, K.A. 1999. Priorities for research in foraging habitats. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 12–14.

BJORNDAL, K.A. AND BOLTEN, A.B. 1989. Comparison of straight-line and over-the-curve measurements for growth rates of green turtles, *Chelonia mydas*. Bulletin of Marine Science 45: 189–192.

BOLTEN, A.B., BJORNDAL, K.A., MARTINS, H.R., DELLINGER, T., BISCOITO, M.J., ENCALADA, S.E., AND BOWEN, B.W. 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. Ecological Applications 8:1–7.

CEJUDO, D., CABRERA, I., LÓPEZ-JURADO, L.F., ÉVORA, C., AND ALFAMA, P. 2000. The reproductive biology of *Caretta caretta* on the Island of Boavista (Republic of Cabo Verde, Western Africa). In: Kalb, H. and Wibbels, T. (Comps.). Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Tech. Memor. NMFS-SEFSC-443, pp. 244–245.

CUNHA, O.R. 1975. Sobre a ocorrência da tartaruga de couro *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1758) na foz do Rio Amazonas (Chelonia, Dermochelyidae). Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, série Zoologia, 81:1–16.

DE BLIJ, H.J. AND MULLER, P.O. 1993. Physical Geography of the Global Environment. New York: Wiley, 576 pp.

DIEGUES, A.C. AND ARRUDA, R.S.V. (Orgs.). 2001. Saberes Tradicionais e Biodiversidade no Brasil. Brasília, Brasil:

Ministério do Meio Ambiente; São Paulo, Brasil: Universidade de São Paulo, 176 pp.

DODD, C.K., JR. 1988. Synopsis of the Biological Data on the Loggerhead Sea Turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). Biological Report 88(14). Washington, DC: US Fish and Wildlife Service, 110 pp.

EPPERLY, S.P., BRAUN, J., AND VEISHLOW, A. 1995. Sea turtles in North Carolina waters. Conservation Biology 9:384–394.

ESTADO DE SÃO PAULO. 1996. Macrozoneamento do Litoral Norte: Plano de Gerenciamento Costeiro. Série Documentos. São Paulo, Brasil: Secretaria do Meio Ambiente, 202 pp.

FLEISS, J.L. 1981. Statistical Methods for Rates and Proportions. Second edition. New York: Wiley, 321 pp.

FRAZIER, J.G. 1999. Community based conservation. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 15–18.

GIBSON, J. AND SMITH, G. 1999. Reducing threats to foraging habitats. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 184–188.

GIFFONI, B.B., GELLI, V.C., AND GALLO, B.M.G. 1998. Mitilicultura, uma alternativa de renda ao pescador artesanal. In: Resumos Expandidos da XI Semana Nacional de Oceanografia, Rio Grande, RS, outubro de 1998. Pelotas, Brasil: Editora Universitária—UFPel, pp. 653–654.

HERBST, L.H. 1999. Infectious diseases of marine turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 208–213.

HIRTH, H.F. 1997. Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Biological Report 97(1). Washington, D.C., USA: US Fish and Wildlife Service, 120 pp.

LAHANAS, P.N., BJORNDAL, K.A., BOLTEN, A.B., ENCALADA, S.E., MIYAMOTO, M.M., VALVERDE, R.A., AND BOWEN, B.W. 1998. Genetic composition of a green turtle (*Chelonia mydas*) feeding ground population: evidence for multiple origins. Marine Biology 130:345–352.

LIMPUS, C.J. 1992. Estimation of tag loss in marine turtle research. Wildlife Research 19:457–469.

LUTCAVAGE, M.E., PLOTKIN, P., WITHERINGTON, B., AND LUTZ, P.L. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, pp. 387–409.

MARCOVALDI, M.A., BAPTISTOTTE, C., DE CASTILHOS, J.C., GALLO, B.M.G., LIMA, E.H.S.M., SANCHES, T.M., AND VIEITAS, C. 1998. Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. Marine Turtle Newsletter 80:5–7.

MARCOVALDI, M.A. AND DEI MARCOVALDI, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91:35–41.

MARCOVALDI, M.A.G. AND THOMÉ, J.C.A. 1999. Reducing threats to turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 165–168.

MÁRQUEZ M., R. 1990. Sea Turtles of the World. An Annotated and Illustrated Catalogue of Sea Turtle Species Known to Date. FAO Fisheries Synopsis No. 125, Volume 11. Rome, Italy: FAO, 81 pp.

MATUSHIMA, E.R., LONGATTO FILHO, A., DI LORETTO, C., KANAMURA, C.T., GALLO, B., AND BAPTISTOTTE, M.C. 2000. Cutaneous papillomas of green turtles: a morphological and immunohistochemical study in Brazilian specimens. In: Kalb, H. and Wibbels, T. (Comps.). Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Tech. Memor. NMFS-SEFSC-443, pp. 237–239.

MEHTA, C.R. AND PATEL, N.R. 1998. StatXact 4.0 for Windows. User manual. Cambridge, MA: Cytel Software Corporation, 940 pp.

MENDONÇA, M.T. AND EHRHART, L.M. 1982. Activity, population size and structure of immature *Chelonia mydas* and *Caretta caretta* in Mosquito Lagoon, Florida. Copeia 1982:161–167.

MILLER, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 51–81.

MUSICK, J.A. AND LIMPUS, C.J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 137–163.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1990. Decline of the Sea Turtles: Causes and Prevention. Washington, DC: National Academy Press, 259 pp.

PINEDO, M.C., CAPITOLI, R., BARRETO, A.S., AND ANDRADE, A.L.V. 1998. Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil. In: Byles, R. and Fernandez, Y. (Comps.). Proceedings of the Sixteenth Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology. NOAA Tech. Memor. NMFS-SEFSC-412, pp. 117–118.

SHAVER, D.J. 1994. Relative abundance, temporal patterns, and growth of sea turtles at the Mansfield Channel, Texas. Journal of Herpetology 28:491–497.

SHOOP, C.R. AND KENNEY, R.D. 1992. Seasonal distributions and abundances of loggerhead and leatherback sea turtles in waters of the northeastern Unites States. Herpetological Monographs 6:43–67.

SOTO, J.M.R. AND BEHEREGARAY, R.C.P. 1997a. New records of *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829) and *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) in the southwest Atlantic. Marine Turtle Newsletter 77:8–10.

SOTO, J.M.R. AND BEHEREGARAY, R.C.P. 1997b. *Chelonia mydas* in the northern region of the Patos lagoon, South Brazil. Marine Turtle Newsletter 77:10–11.

TEAS, W.G. 1993. Species Composition and Size Class Distribution of Marine Turtle Strandings on the Gulf of Mexico and Southeast United States Coasts, 1985–1991. US Dep. Commer., NOAA Tech. Memor. NMFS-SEFSC-315, 43 pp.

TRONO, R.B. AND SALM, R.V. 1999. Regional collaboration. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, pp. 224–227.

VAN DAM, R.P. AND DIEZ, C.E. 1998. Caribbean hawksbill turtle morphometrics. Bulletin of Marine Science 62:145–155.

WITZELL, W.N. 1983. Synopsis of Biological Data on the Hawksbill Turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1776). FAO Fisheries Synopsis No. 137. Rome, Italy: FAO, 78 pp.

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. Third edition. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 662 pp.

Received: 2 October 2002
Revised and Accepted: 19 November 2004

Turtles of Venezuela. Athens, OH: Society for the Study of Amphibians and Reptiles, pp. 33–73.

SMITH, N.J.H. 1979. Quelônios aquáticos da Amazônia: um recurso ameaçado. Acta Amazônica 9:87–97.

SOINI, P. 1995. Investigaciones em la Estación Biológica Cahuana. Reporte Pacaya-samiria, Universidad Nacional Agraria La Molina, 435 pp.

SOUZA, R.R. AND VOGT, R.C. 1994. Incubation temperature influences sex and hatchling size in the neotropical turtle *Podocnemis unifilis*. Journal of Herpetology 28:453–464.

THORBJARNARSON, J.B., PEREZ, N., AND ESCALONA, T. 1993. Nesting of *Podocnemis unifilis* in the Capanaparo River, Venezuela. Journal of Herpetology 27:344–347.

THORBJARNARSON, J.B. AND SILVEIRA, R. 1996. *Podocnemis unifilis* (yellow-headed sideneck). Nesting. Herpetological Review 27: 77–78.

VALENZUELA, N. 2001. Maternal effects on life-history traits in the Amazonian giant turtle *Podocnemis expansa*. Journal of Herpetology 35:368–378.

VANZOLINI, P.E. 1977. A brief biometrical note on the reproductive biology of some South American *Podocnemis* (Testudines: Pelomedusidae). Papéis Avulsos de Zoologia 31: 79–102.

VANZOLINI, P.E. AND GOMES, N. 1979. A note of the biometry and reproduction of *Podocnemis sextuberculata*. Papéis Avulsos de Zoologia 32:277–290.

VERÍSSIMO, J. 1895. A pesca na Amazônia. Monografias Brasileiras III. Rio de Janeiro: Livraria Clássica de Alves, 207 pp.

VOGT, R.C. 1981. Turtle egg (*Graptemys*: Emydidae) infestation by fly larvae. Copeia 1981:457–459.

Received: 9 December 2003
Revised and Accepted: 11 May 2005

Chelonian Conservation and Biology, 2006, 5(2): 284–288
© 2006 Chelonian Research Foundation

Cleaning Symbiosis Between Hawksbill Turtles and Reef Fishes at Fernando de Noronha Archipelago, off Northeast Brazil

ALICE GROSSMAN[1], CRISTINA SAZIMA[2,3], CLÁUDIO BELLINI[1], AND IVAN SAZIMA[3]

[1]*Projeto Tamar/IBAMA, Alameda Boldró s/no, 53990–000 Fernando de Noronha, Pernambuco, Brazil [alice@tamar.org.br];*
[2]*Departamento de Zoologia, Caixa Postal 199, Universidade Estadual Paulista, 13506–900 Rio Claro, São Paulo, Brazil [csazima@unicamp.br];*
[3]*Departamento de Zoologia e Museu de História Natural, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual de Campinas, 13083–970 Campinas, São Paulo, Brazil [isazima@unicamp.br]*

ABSTRACT. – Hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) are cleaned and followed by reef fishes at Fernando de Noronha Archipelago, off northeast Brazil. During foraging, turtles are cleaned by damselfishes (*Abudefduf saxatilis* and *Stegastes rocasensis*), and followed by juvenile wrasses (*Thalassoma noronhanum* and *Halichoeres radiatus*).

Marine turtles often have an assorted and sometimes luxuriant growth of organisms on their shells or soft body parts (Dodd 1988; Hirth 1997). The turtles may dislodge some of these attached organisms by sweeping their shells with their forelimbs (Losey et al. 1994). The growth may also be lessened by the action of other animals, mostly herbivorous, grazing reef fishes (Losey et al. 1994; Perrine 2001; C. Sazima et al. 2004). Another mode of being relieved of the attached organisms is achieved when the turtles seek the services of cleaners such as fishes (Booth and Peters 1972; Losey et al. 1994) or shrimp (I. Sazima et al. 2004a). In cleaning symbiosis, a fish or a shrimp obtains food from the body of another animal, which is relieved of its ectoparasites and necrotic tissue (Losey 1987; Côté 2000). Several cleaner species tend cleaning stations at particular places of the reef habitat, which are sought by so-called clients (Losey 1978). There are records of cleaner fishes handling animals as disparate as octopuses and turtles (Booth and Peters 1972; Losey et al. 1994; I. Sazima et al. 2004b).

Cleaning symbiosis between marine turtles of the Cheloniidae and reef fishes is recorded for the green turtle (*Chelonia mydas*) in the Indo-Pacific and more recently in the Atlantic, this turtle being known to be cleaned by damselfishes (Pomacentridae), wrasses (Labridae), and surgeonfishes (Acanthuridae) (Booth and Peters 1972; Losey et al. 1994; C. Sazima et al. 2004). For the less-studied hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*), there is a brief mention of cleaning by the angelfish *Pomacanthus paru* (Pomacanthidae) in the Caribbean (Smith 1988), and a recent account of cleaning by barber pole shrimp in the Southwest Atlantic (I. Sazima et al. 2004a).

We report here on hawksbill turtles cleaned by 2 fish species of the Pomacentridae, the sergeant major (*Abudefduf saxatilis*) and the Rocas damselfish (*Stegastes rocasensis*), in the reef habitat at Fernando de Noronha Archipelago, Southwest Atlantic. Additionally, we record foraging hawksbills being followed by individuals of two fish species of the Labridae, the Noronha wrasse (*Thalassoma noronhanum*) and the puddingwife (*Halichoeres radiatus*). Following behavior is a widespread association between reef fishes and involves a nuclear foraging species that disturbs the bottom, and opportunistic carnivores that capitalize on prey uncovered or flushed by the nuclear forager (review in Strand 1988).

We addressed the following 3 main questions in our study: 1) Does the turtle seek the cleaners or does the fish find the turtle and clean it? 2) Does the turtle pose for the cleaners on a defined spot or is it cleaned while foraging and/or moving? 3) What body parts of the turtle are nibbled by the cleaners? As marine turtles followed by reef fishes have only recently been reported in the Southwest Atlantic (C. Sazima et al. 2004), we also addressed the question of what food type the 2 labrid species were seeking while following foraging turtles. Additionally, we comment on a putative stage for the origin of cleaning symbiosis between marine turtles and reef fishes.

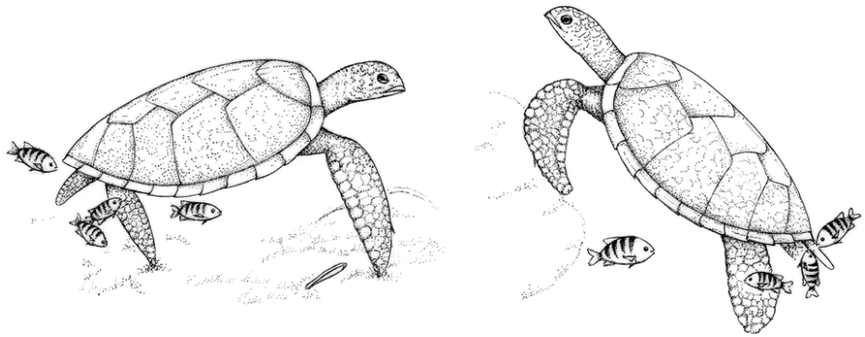


Figure 1. Two postures displayed by the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) while being cleaned by juvenile sergeant majors (*Abudefduf saxatilis*) in the Baía do Sueste at Fernando de Noronha Archipelago, off Northeast Brazil. This 71-cm CCL individual was resting on the reef flat (left), or hovering in the water column close to a rocky outcrop cleaning station (right), both postures being characteristic of a cleaning interaction. Note a follower wrasse (*Thalassoma noronhanum*) near the right flank of the resting turtle. Based on photographs.

Methods. — We recorded the marine turtle–reef fish symbiosis at Fernando de Noronha Archipelago (03°50′S, 32°25′W), about 345 km off northeast Brazil (see Maida and Ferreira 1997, and Carleton and Olson 1999, for map and description). Field observations were conducted from June to October 2002, and May and June 2003. The observations on sergeant majors' stations were made at the Baía do Sueste, on a reef flat composed of rocky ledges sparsely to thickly covered by brown foliose algae, red coralline algae, and stony corals (Maida et al. 1995; Sanches and Bellini 1999; C. Sazima et al. 2004). Depth at this site ranged up to 2 m at high tide and the observations were limited to periods of ebbing flow, as the turtles were absent at the study site at the peak of ebb tide (A. Grossman, *pers. obs.*). The observations on Rocas damselfish algae gardens were made at the rocky shores of the Baía do Sancho and Praia da Conceição, both sites with bottom types similar to that described above, and a depth of up to 6 m at high tide.

Hawksbill foraging activity as well as cleaning and following behavior by fishes were recorded over 36 nonconsecutive days (30–60 minutes each day) while snorkeling. During observational sessions of 5–15 minutes we used focal animal samplings, in which all occurrences of specified actions were recorded (Altmann 1974). We focused on the postures adopted by the turtles while being cleaned or followed, and on what body parts the fishes were nibbling. Behavioral events were observed directly, photographed, and recorded on videotape; the tape is on file at the Museu de História Natural, Universidade Estadual de Campinas (ZUEC, tape 15) and at Projeto Tamar headquarters in Fernando de Noronha. One stomach of a hawksbill found dead ashore was examined for its contents. Sponge pieces were deposited in the Porifera collection of the Museu Nacional de Rio de Janeiro (MNRJ 8308–9); additional sponge as well as algae pieces are in the vertebrate stomach contents collection at ZUEC (unnumbered).

Results. — Individual hawksbill turtles spent up to 4 hours foraging on the reef flat, biting off portions of sponges on mixed algae/sand mat and stirring the substrate during their activity. While on the reef flat the turtles periodically sought cleaning stations tended by juvenile sergeant majors. The stations were mostly rocky outcrops with little or no algae growth that were conspicuous landmarks on the reef flat. One of the most visited stations was a particularly large outcrop measuring 2.6 m wide, 3.5 m long, and 1.1 m high. Groups of 6–27 juvenile sergeant majors 8–11 cm total length (TL) hovered in the water column at the station and occasionally picked at drifting algae and plankton, or grazed on algae and picked at benthic organisms.

As the turtle approached a given cleaning station, its stirring of the substrate while foraging became more intense, a behavior that caused the sergeant majors to approach the turtle. Once at the station, the turtle either hovered in the water column or rested on the bottom. While hovering in the water column it displayed a characteristic oblique posture with its limbs extended downwards (Fig. 1), and moved mostly to hold its position. While resting on the bottom it held its limbs stretched and elevated its body (Fig. 1), a behavior that allowed the cleaners to reach its underside. After being cleaned for ca. 2–3 minutes ($n = 5$) the turtle moved away from the station followed by the cleaners for about 2–3 meters, and resumed foraging. Additionally, during its foraging in the vicinity of cleaning stations, the hawksbill occasionally paused and posed on the bottom with all limbs stretched, allowing the nearby sergeant majors to clean it for ca. 1 minute ($n = 3$) before resuming its movement on the flat.

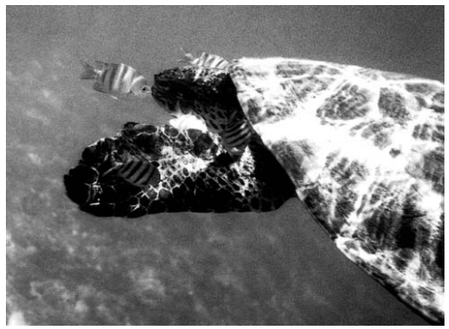


Figure 2. Juvenile sergeant majors (*Abudefduf saxatilis*) grouping and nibbling at a hawksbill turtle's hind limbs.

During the cleaning, the sergeant majors congregated around the turtle and nibbled at its neck and limbs (Fig. 2), visibly picking portions of molting skin and algae. Upon some of the nibbles, especially on the soft skin around the neck and eyes, the turtle shuddered a little, a behavior that indicates parasite or tissue removal (Losey 1971, 1993; I. Sazima et al. 1999; C. Sazima et al. 2004). This contrasts with the report of Smith (1988), who recorded no jerking or twitching of the hawksbill while being cleaned by French angelfish. Seven turtles (45–71 cm curved carapace length, CCL), recognized by natural marks or numbered tags, revisited the same station over their daily foraging period on the reef.

Hawksbill turtles 34.5–39.5 cm CCL also rested on or near the algae turfs farmed by Rocas damselfish (4–7 cm TL), generally on small plateaus on rocky shores at about 3 m depth at high tide. While being cleaned, the turtles remained motionless with their limbs extended downwards, and the damselfish nibbled at the limbs, carapace, and around the eyes. When we first observed this behavior, we thought that this highly territorial damselfish (Rodrigues 1995; Guerriero 2002) tried to chase the turtle away from its garden. However, a closer look revealed that the fish was first inspecting and then nibbling at a given spot on the turtle's body. We recorded 7 such cleaning sessions, one of which lasted 4 minutes after it was first sighted (thus it probably lasted longer), after which the turtle moved away. Two other situations involving hawksbill turtles cleaned and/or grazed by adult and juvenile Rocas damselfish were recorded. In 3 instances, the hawksbills moved nearby the garden, the fish left its original location and followed and nibbled at the turtle for a while, after which it returned to the garden. Additionally, we recorded on 2 occasions a turtle resting on the reef in a crevice close to a garden and a juvenile damselfish nibbling over its body. In 9 out of these 12 records the damselfish nibbled the turtle around the eyes.

While foraging for sponges on the mixed mat that covered the reef flat, the hawksbill was occasionally followed by the wrasses *Thalassoma noronhanum* and *Halichoeres radiatus* (individuals of both species about 6–8 cm TL). The fishes were feeding both on drifting particles and on small benthic invertebrates exposed during the bottom-stirring by the turtle (see comments on this association type in C. Sazima et al. 2004).

The stomach content yielded pieces of 2 sponge species (*Chondrosia collectrix* and *Chondrilla nucula*) as well as red, brown, and green algae. These latter included pieces of *Gelidiopsis variabilis*, *Gelidium crinale*, an unidentified crustose corallinaceous species (red), *Sargassum* sp. (brown), and *Caulerpa sertularioides* (green). Volumetric assessment was not possible because of decomposition of most of the content, but a rough estimate was that about 70%–80% of the material was composed of sponges and the remainder was composed of algae and unidentified particulate material.

Discussion. — All hawksbill individuals recorded foraging on the reef flat or the rocky reefs and posing at cleaning stations were juveniles. Our observations agree with an 11-year study on hawksbills at Fernando de Noronha Archipelago, with no adults recorded there (Sanches and Bellini 1999). The CCL size of our smallest hawksbill agrees with the minimum size of this species leaving the pelagic environment and beginning to forage on coral reefs and rocky outcrops (Bjorndal 1997; Perrine 2001). However, adults may benefit from cleaning symbiosis on reefs along the mainland coast. This suggestion is partly supported by the observation of one large adult being cleaned while resting in a shipwreck at Northeast Brazil's coast at a 20-m depth (C. Bellini, *pers. obs.*).

The postures and the general behavior displayed by the hawksbills while being cleaned are similar to that reported for the green turtle (Booth and Peters 1972; Losey et al. 1994; C. Sazima et al. 2004; see also pictures in Perrine 2001), which indicates that the symbiosis between cheloniid turtles and reef fishes follows a pattern. We predict that other reef-dwelling turtles will be recorded in cleaning association with reef fishes, and the loggerhead (*Caretta caretta*) is one of the most likely candidates, as it is often observed lingering in the reef habitat (Dodd 1988) including reefs at Fernando de Noronha Archipelago (Bellini and Sanches 1998). We hypothesize that cleaning of sea turtles by reef fishes is a common and widespread phenomenon, and the scarcity of records may be explained by a lack of attention, and thus of studies, on this subject. However, the possibility remains that the reported instances relate to events very localized in space and time, and/or to rare behaviors restricted to a few populations of turtles and/or cleaning fishes (see Losey et al. 1994; Sazima and Sazima 2001 for this view).

The symbiotic relationship between marine turtles and reef fishes might have followed relatively few and simple steps from one possible origin. Learning processes might have set the stage for natural selection to favor individuals (both turtles and fishes) that would learn or even have

innate disposition to put themselves in situations where the learning would be initiated. One such situation could be hawksbills resting in crevices under ledges, which would favor their cleaning by shrimps (see I. Sazima et al. 2004a). The main steps might be as follows: 1) herbivorous and/or omnivorous fishes grazed on algae and other epibionts on turtles, which would be perceived by the fishes as an additional feeding substrate; 2) the turtles eliminated fouling epibionts and received tactile stimuli, both factors advantageous and/or pleasant for the turtles; 3) turtles would learn to seek the cleaning stations and to pose for the attending fishes to obtain the above-mentioned advantages; and 4) the fishes would learn to seek the posing turtles to obtain additional food and/or complementary nutrients. This plausible scenario is strengthened by studies on cleaning association involving cleaner fishes and shrimp, and marine turtles (e.g., Losey 1979; Losey et al. 1994; Côté 2000; C. Sazima et al. 2004; I. Sazima et al. 2004a), being reminiscent of the view presented for the putative origin of cleaning symbiosis between bottom-attached cleaner gobies and reef sharks (Sazima and Moura 2000)

Our records of hawksbill turtles seeking and posing at cleaning stations tended by the damselfish *A. saxatilis* are similar to the reports on other cleaner species such as the wrasse, *Thalassoma duperrey*, cleaning green turtles in the Pacific (Losey et al. 1994), because both cleaner species are station-based and work in a group on their posing turtle clients. Damselfishes (Pomacentridae) are regarded as occasional cleaners of other fishes (e.g., McCourt and Thomson 1984; I. Sazima 1986), and few damselfish species are reported in overviews on cleaning symbiosis (Van Tassell et al. 1994; Côté 2000). The feeding aggregation of juvenile *A. saxatilis* close to the rocky outcrops used as turtle cleaning stations is typical of the feeding behavior recorded for several diurnal reef planktivores, and is similar to that recorded for the sergeant major in the Red Sea (Fishelson 1970).

The hawksbill being cleaned by the damselfish, *S. rocasensis*, on or close to its algae garden seems odd at first sight, as this and other territorial damselfishes are known for the bold defense of their feeding areas against other herbivorous fishes (e.g., Sammarco and Williams 1981; Klump et al. 1987). As the hawksbill behaves like a very large herbivore while foraging on the reef, defense of the algae garden by the tenant damselfish would be expected (however, no hawksbill feeding on any of these gardens was recorded). On the other hand, portions of molted skin and occasional parasites may be a welcome addition to the mostly herbivorous diet of this fish (Rodrigues 1995). In the Caribbean, the sergeant major is regarded as an omnivore, whereas species of *Stegastes* are reported to feed on small invertebrates besides their diet based on algae (Randall 1967). The nibbling around the eyes by Rocas damselfish and less often by the sergeant major may possibly aim at the fluid the turtles and other marine reptiles secrete in that body part (Dunson 1976). This secretion contains nutrients such as calcium, magnesium, and bromine (Lutz 1997), which perhaps complement the mostly herbivorous diet of Rocas damselfish and, to a lesser extent, of the omnivorous sergeant major.

Hawksbills stir a large amount of organic particles while foraging on sponges, thus attracting highly opportunistic follower fishes such as labrids (Randall 1967; C. Sazima et al. 2005; this paper). Green turtles stir the bottom less while selectively picking algae, and thus probably attract less attention from followers (I. Sazima and Sazima 1983; C. Sazima et al. 2004). A comparative study of foraging modes of these 2 turtle species and their influence on follower reef fishes at Fernando de Noronha would be enlightening. Although *E. imbricata* is viewed as a specialized sponge-eater (Meylan 1988), our field observations and the stomach contents we examined are consistent with available data on feeding habits of hawksbills worldwide (reviews in Witzell 1983; Márquez-M. 1990), which indicate that this turtle has a broader diet, including sponges, algae, coelenterates, crustaceans, and other benthic invertebrates. However, the nutritional role and the relative importance of algae in *E. imbricata* diet need further evaluation.

Acknowledgments. — We thank Projeto Tamar/IBAMA and the Centro Golfinho Rotador (through J.M. Silva, Jr.) for logistical support; J.P. Krajewski and R.M. Bonaldo for help with field work (the former also for video-recording a cleaning session, as well as taking photos of *S. rocasensis* and discussing cleaning episodes with us); G. Losey for valuable insights on the origin of symbiotic relationships between cleaning fishes and marine turtles; J. Zuanon for suggestions on the manuscript; F. Moraes for identification of sponges; M. Sazima for identification of algae; IBAMA for permission to study reef fishes at the National Marine Park of Fernando de Noronha; CNPq, FAEP-Unicamp, FAPESP, and Fundação Pró-Tamar for essential financial support (Projeto Tamar is affiliated with IBAMA, comanaged by the Fundação Pró-Tamar, and officially sponsored by Petrobras).

LITERATURE CITED

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. Behaviour 49:227–265.

BELLINI, C. AND SANCHES, T.M. 1998. First record of a loggerhead marine turtle, *Caretta caretta*, in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter 79:22.

BJORNDAL, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. New York: CRC Press, pp. 199–231.

BOOTH, J. AND PETERS, J.A. 1972. Behavioural studies on the green turtle (*Chelonia mydas*) in the sea. Animal Behaviour 20:808–812.

CARLETON, M.D. AND OLSON, S.L. 1999. Amerigo Vespucci and the rat of Fernando de Noronha: a new genus and species of Rodentia (Muridae: Sigmodontinae) from a volcanic island off

Brazil's continental shelf. American Museum Novitates 3256: 1–59.

CÔTÉ, I.M. 2000. Evolution and ecology of cleaning symbioses in the sea. In: Gibson, R.N. and Barnes, M. (Eds.). Oceanography and Marine Biology: An Annual Review 38. London: Taylor and Francis, pp. 311–355.

DODD, C.K., JR. 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). US Fish and Wildlife Service Biological Report 88:1–110.

DUNSON, W.A. 1976. Salt gland in reptiles. In: Gans, C. and Dawson, W.R. (Eds.). Biology of the Reptilia 5. New York: Academic Press, pp. 329–353.

FISHELSON, L. 1970. Behaviour and ecology of a population of *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae, Teleostei) at Eilat (Red Sea). Animal Behaviour 189:225–237.

GUERRIERO, N. 2002. Ocean islands: Fernando de Noronha. São Paulo: Author's Edition, 96 pp.

HIRTH, H.F. 1997. Synopsis of the biological data on the green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). US Fish and Wildlife Service Biological Report 97:1–120.

KLUMP, D.W., MCKINNON, D., AND DANIEL, P. 1987. Damselfish territories: zones of high productivity on coral reefs. Marine Ecology Progress Series 40:41–51.

LOSEY, G.S. 1971. Communication between fishes in cleaning symbiosis. In: Cheng, T.C. (Eds.). Aspects of the Biology of Symbiosis. Baltimore: University Park Press, pp. 45–76.

LOSEY, G.S. 1978. The symbiotic behavior of fishes. In: Mostofsky, D.I. (Eds.). The behavior of fish and other aquatic animals. New York: Academic Press, pp. 1–31.

LOSEY, G.S. 1979. Fish cleaning symbiosis: proximate causes of host behaviour. Animal Behaviour 27:669–685.

LOSEY, G.S. 1987. Cleaning symbiosis. Symbiosis 4:229–258.

LOSEY, G.S. 1993. Knowledge of proximate causes aids our understanding of function and evolutionary history. Marine Behaviour and Physiology 23:175–186.

LOSEY, G.S., BALAZS, G.H., AND PRIVITERA, L.A. 1994. Cleaning symbiosis between the wrasse *Thalassoma duperrey*, and the green turtle, *Chelonia mydas*. Copeia 1994:684–690.

LUTZ, P.L. 1997. Salt, water, and pH balance in the sea turtle. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 343–361.

MAIDA, A.M. AND FERREIRA, B.P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium 1:263–274.

MAIDA, A.M., FERREIRA, B.P., AND BELLINI, C. 1995. Avaliação preliminar do recife da Baía do Sueste, Fernando de Noronha, com ênfase nos corais escleractíneos. Boletim Técnico e Científico CEPENE 3:37–47.

MÁRQUEZ-M., R. 1990. Sea turtles of the world. FAO Species Catalogue 11:1–81.

MCCOURT, R.M. AND THOMSON, D.A. 1984. Cleaning behavior of the juvenile panamic sergeant major, *Abudefduf troscheli* (Gill), with a résumé of cleaning associations in the Gulf of California and adjacent waters. California Fish and Game 7: 234–239.

MEYLAN, A.B. 1988. Spongivory in hawksbill turtles: a diet of glass. Science 239:393–395.

PERRINE, D. 2001. Sea Turtles of the World. Stillwater, Voyageur Press, 144 pp.

RANDALL, J.E. 1967. Food habits of reef fishes of the West Indies. Studies in Tropical Oceanography 5:665–847.

RODRIGUES, M.C.M. 1995. Efeito do territorialismo de *Stegastes rocasensis* (Emery 1972) sobre a comunidade de algas e fauna na Reserva Biológica do Atol das Rocas. MSc Thesis, Universidade de Brasília, Brasília DF, Brazil. p. 53

SAMMARCO, P.W. AND WILLIAMS, J.H. 1981. Damselfish territoriality and coral community structure: reduced grazing, coral recruitment, and effects on coral spat. Proceedings of the 4th International Coral Reef Symposium 2:525–535.

SANCHES, T.M. AND BELLINI, C. 1999. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 3: 308–311.

SAZIMA, C., BONALDO, R.M., KRAJEWSKI, J.P., AND SAZIMA, I. 2005. The Noronha wrasse: a "jack-of-all-trades" follower. Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology 9:97–108.

SAZIMA, C., GROSSMAN, A., BELLINI, C., AND SAZIMA, I. 2004. The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles. Cybium 28:47–53.

SAZIMA, C. AND SAZIMA, I. 2001. Plankton-feeding aggregation and occasional cleaning by adult butterflyfish, *Chaetodon striatus* (Chaetodontidae), in western Atlantic. Cybium 25:145–151.

SAZIMA, I. 1986. Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. Journal of Fish Biology 29:53–65.

SAZIMA, I., GROSSMAN, A., AND SAZIMA, C. 2004a. Hawksbill turtles visit moustached barbers: cleaning symbiosis between *Eretmochelys imbricata* and the shrimp *Stenopus hispidus*. Biota Neotropica 4:1–6.

SAZIMA, I., KRAJEWSKI, J.P., BONALDO, R.M., AND SAZIMA, C. 2004b. Octopus cleaned by two fish species at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. Coral Reefs 22:484.

SAZIMA, I. AND MOURA, R.L. 2000. Shark (*Carcharhinus perezi*), cleaned by the goby (*Elacatinus randalli*), at Fernando de Noronha Archipelago, western South Atlantic. Copeia 2000: 297–299.

SAZIMA, I., MOURA, R.L., AND SAZIMA, C. 1999. Cleaning activity of juvenile angelfish, *Pomacanthus paru*, on the reefs of the Abrolhos Archipelago, western South Atlantic. Environmental Biology of Fishes 56:399–407.

SAZIMA, I. AND SAZIMA, M. 1983. Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral norte paulista. Boletim do Instituto oceanográfico, São Paulo 32:199–203.

SMITH, S.H. 1988. Cleaning of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) by adult french angelfish *(Pomacanthus paru*). Herpetological Review 19:55.

STRAND, S. 1988. Following behavior: interspecific foraging associations among Gulf of California reef fishes. Copeia 1988:351–357.

VAN TASSELL, J.L., BRITO, A., AND BORTONE, S.A. 1994. Cleaning behavior among marine fishes and invertebrates in the Canary Islands. Cybium 18:117–127.

WITZELL, W.N. 1983. Synopsis of the biological data on the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries Synopses 137:1–78.

Received: 14 December 2003
Revised and Accepted: 3 May 2005

Marine Turtle Newsletter 112:4-8, © 2006

Marine Turtle Newsletter

Sea Turtles and Fishery Interactions in Brazil: Identifying and Mitigating Potential Conflicts

Maria Ângela Marcovaldi[2] *, Gilberto Sales[1] †, João C. A. Thomé[1], Augusto C. C. Dias da Silva[2], Berenice M. G. Gallo[2], Eduardo H. S. M. Lima[2], Eron P. Lima[2], Cláudio Bellini[1]

[1]Projeto TAMAR-IBAMA. Caixa Postal 2219 Rio Vermelho, Salvador, Bahia, Brazil
[2]Fundação Pró-TAMAR. Caixa Postal 2219 Rio Vermelho, Salvador, Bahia, Brazil
*(E-mail: *neca@tamar.org.br †gilsales@tamar.org.br)*

Projeto TAMAR/IBAMA (TAMAR) has been actively involved in sea turtle conservation in Brazil for the past 25 years and currently operates a network of 21 research stations in 9 states distributed along 1,100 km of coastline. TAMAR's combination of research efforts has successfully reduced the number of threats facing the five species of sea turtle that nest or forage along Brazil's coast and oceanic islands (Marcovaldi & Marcovaldi 1999).

Research aimed to minimize sea turtle interactions with the coastal fisheries has been a priority for Projeto TAMAR/IBAMA since 1990 (Marcovaldi *et al*. 2002; Thomé *et al*. 2003), and in the two high seas fisheries - longline and driftnet - since 2001. During this 11 year period, TAMAR has empirically implemented mitigation actions according to local needs, and realized that these efforts needed to be taken on a larger scale, supported by standardized information. In order to achieve this goal, a federal plan entitled "Brazilian National Action Plan to Reduce Incidental Capture of Sea Turtles in Fisheries" (herein referred to as "Action Plan") was created in 2001 and its stated methodologies and objectives are described at Marcovaldi *et al*. (2002). The current article aims to provide an update on the Action Plan and how its objectives are being met in conjunction with TAMAR's regional leadership and research stations, as well as institutional partners such as universities, NGO's, and the fishing industry (e.g. fishermen, vessel owners). Specifically, this report provides an initial assessment of sea turtle interactions with Brazil's coastal and high seas fisheries. By characterizing the fisheries (e.g. effort, region, season), it will be possible to identify threats to sea turtle species at different life history stages in a manner that will allow for best management practices to reduce sea turtle-fisheries interactions. This work represents the first in a number of steps required to determine the rates of incidental capture of sea turtles in fisheries, thereby allowing us to identify the relative and actual threats of specific coastal and high seas fisheries on long term sea turtle population trends in the waters off Brazil in the South Atlantic Ocean. Future efforts will target fisheries where mitigation efforts and awareness-campaigns for fishermen will have the greatest impact to reduce sea turtle mortality.

In order to implement strategies defined in the Action Plan (Marcovaldi *et al*. 2002), the term

"fishery" is defined by parameters such as characterization of gear, boat, target species, spatial and temporal distribution, organizational aspects (e.g. associations), offloading locations, institutional interfaces, fishermen, relevant legislation, and fishing effort. Fisheries data have been collected during interviews with fishermen at major points and by at-sea observers for the pelagic fisheries. Information on fisheries via interviews has been collected consistently since 1990 for coastal fisheries, and by onboard observers for the pelagic fisheries since 2001. To obtain fishing effort and other characteristics of each fishery, data from government agencies or from published research were used. The various forms of data collected have been stored in a national TAMAR data base.

We have identified 18 different fisheries that interact with sea turtles, 16 of which are coastal (Table 1, Figure 1) and 2 are high seas, or pelagic (Table 2, Figure 2). The pelagic longline fishery in Brazil generally targets tuna species (e.g., *Thunnus* sp), swordfish (*Xiphias Gladius*), and sharks. Preliminary data and anecdotal reports from fishermen suggest that the main species interacting with pelagic longline gear are primarily loggerheads (ca. 65%) and leatherbacks (ca. 25%), followed by occasional captures of green and olive ridley turtles, with a reportedly high incidence of turtles captured and released alive. Preliminary analysis from a limited data set obtained from on-board fisheries observers in the longline fleet also suggests a region (ca.30° and 40° S and 30° and 40° W) with exceptionally high rates of loggerhead captures (Figure 2).

Driftnet fisheries, which generally target shark (primarily hammerhead, *Sphirna* spp) for a domestic market (only the meat), and the fins to the international market, have been monitored since 2002 in collaboration with local fishermen. To date, the fleet in Ubatuba, Sao Paulo is the only one monitored. There are approximately 50 vessels that use drift nets on a regular basis. Preliminary data obtained from a few on-board observers and from anecdotal reports from fishermen suggest that most of the sea turtles captured in this fishery are leatherback (ca. 70%), followed by loggerhead turtles (15%), with occasional captures of green and hawksbill turtles. There is a high rate of mortality upon capture.

This is an initial assessment and characterization of the various fisheries in Brazil that interact with sea turtles, a key step in addressing fisheries management priorities in order to minimize turtle bycatch and effectively work towards restoring sea turtle populations. Characterizing and monitoring these fisheries has enabled: (1) the development of a methodology that will enable estimation of turtle capture rates per unit of fishing effort (CPUE); (2) species identification and life history stage of turtles captured per fishery; and (3) participation in fora where stakeholders directly involved in priority fisheries can interact. For each identified fishery the Action Plan developed four objectives: 1) monitoring the fishing operations; 2) developing specific experiments or tests; 3) developing mitigation measures; and 4) supporting actions for sustainable fishing. This preliminary work has allowed for these actions to occur, and furthermore has identified priority areas to maximize conservation efforts.

Of particular note is the identification of a bycatch "hotspot" in the Brazilian longline fishery.

Previous preliminary studies on sea turtle incidental captures in this fishery have been reported elsewhere (Barata *et al*. 1998; Kotas *et al*. 2004; Pinedo & Polacheck 2004). Despite limited data collected in our study we are confident in our ability to identify the area between approximately 30° and 40° South and 30° and 40° West as a bycatch hotspot with an exceptionally high rate of incidental capture of primarily loggerhead and secondarily leatherback turtles (Sales *et al*., unpublished data; Figure 2). This area, known as Rio Grande Rise (Elevação do Rio Grande), is approximately 600 nautical miles off the southern Brazilian coast where depths range between 300 and 4000 m and with a bathymetry characterized by a chain of underwater mountains (Sales *et al*. unpublished data). This area hosts large pelagics (e.g. *Thunnus* sp.) and fishermen report numerous interactions with sea turtles (Sales *et al*., unpublished data). This area is likely to be an important habitat especially for loggerhead sea turtles in the South West Atlantic Ocean and further research on the occurrence of turtles and ways to minimize bycatch in that region is clearly an urgent need.

We are also working towards a better understanding of the genetic stock of sea turtle populations in areas with high rates of incidental capture in fisheries. Preliminary results using mitochondrial DNA analysis indicate that 45% of loggerhead turtles incidentally captured off the coast of south Brazil, especially on Rio Grande Rise, originate from a unique Brazilian loggerhead nesting population from the states of Bahia and Espírito Santo. Juvenile loggerhead turtles with origins suggested for Australia, South Africa, Oman and other unknown locations also contribute to the bycatch hotspot (Soares, unpublished thesis).

In the future, determination of bycatch rates for coastal fisheries will be estimated by linking fisheries information with sea turtle stranding data or direct observations from onboard observers, with an emphasis on the latter method as linking stranding data with fisheries interactions can be a flawed approach (Epperly *et al*. 1996). In addition, conversations with fishermen on the subject of turtle capture rates will allow for a more reliable estimate of turtle bycatch occurring in Brazil's extensive and complex coastal fisheries. In the meantime, more research is needed in order to define fisheries "effort" (e.g. net or trap size and numbers) in coastal fisheries in Brazil (and elsewhere in the world) so that such reporting can be standardized for various purposes regarding factors influencing the marine habitat in this region.

TAMAR will continue to improve its data collection, analyses, and assessments by working cooperatively with the coastal fisheries and pelagic commercial fleets. Ideally, this work will lead to management efforts that will effectively minimize both turtle bycatch and the negative economic impacts these mitigation efforts pose to fishing communities. TAMAR will continue to participate in the Western South Atlantic Network that includes Brazil, Argentina, and Uruguay. It is also necessary to continue working on mitigation measures such as awareness campaigns through stakeholder fora and specific educational material, including safe-handling practices to increase turtles' chances of survival after their release from fishing gear. Furthermore, TAMAR will continue efforts at the federal level to reduce the incidental capture of sea turtles and improve international exchange of information on incidental capture of sea turtles in international waters through the

various Regional Fisheries Bodies and International Conventions, such as the International Convention for the Conservation of Atlantic Tunas and Inter-American Convention on Sea Turtles.

Acknowledgements: Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. We thank Yonat Swimmer and Luciano Soares for their kind assistance on this manuscript, the Brazilian longline commercial fleet for their cooperation, Projeto Albatroz, and the following universities: UNIVALI, UFRPE, UEFS, UFES and UFRJ. The work was partially funded by the University of Hawaii, Joint Institute of Marine and Atmospheric Research, Honolulu, Hawaii, USA.

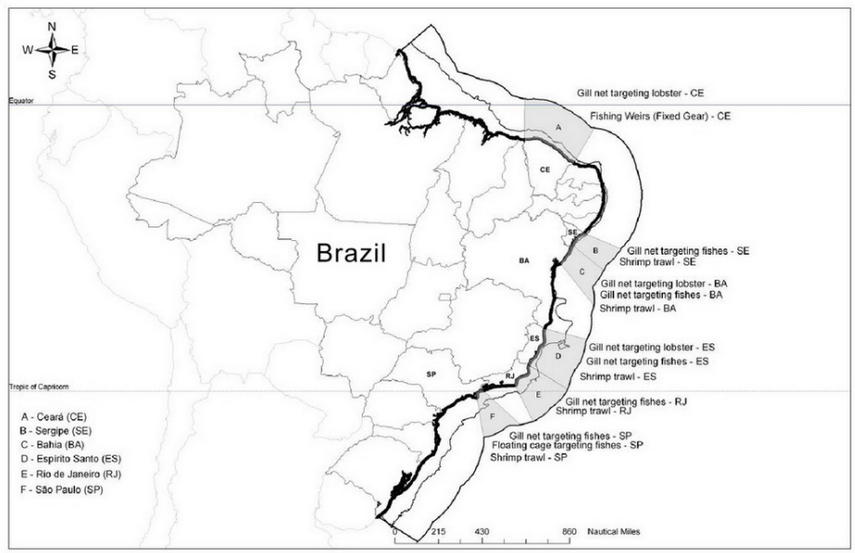
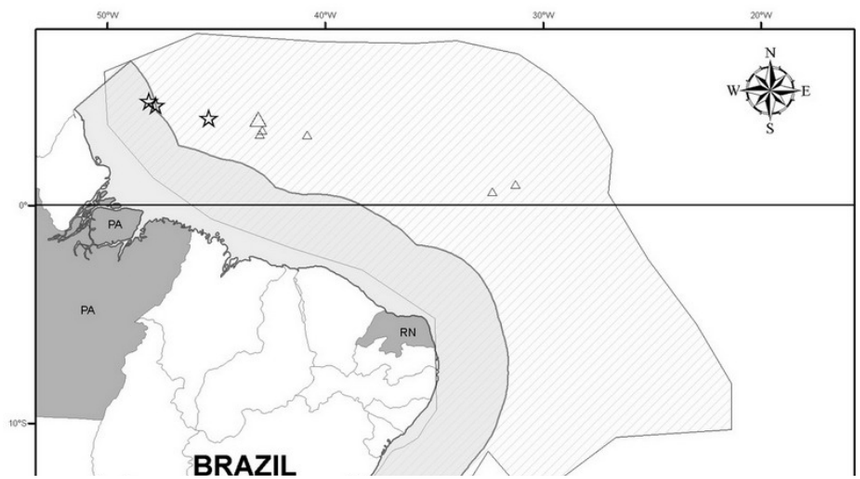


Figure 1. Location of major coastal fisheries, monitored by Tamar, interacting with sea turtles along the Brazilian coast.

State	Fisheries	Target species	Turtle spp interaction	Fishing Effort	Degree of Turtle Interaction	Mitigation Measures
CE	Gill net	lobster	Cc; Cm; Dc; Ei; Lo	ca 2000 vessels (9-15m length)	Unknown. Observers now on board to collect data	Forced replacement of gear to traps. #Gill nets forbidden by federal law since December 2004
	Fix cage	fishes	Cc; Cm; Dc; Ei; Lo	48 Fix cage	299* turtles caught in 2003. High capture rate, nearly 100% turtles released alive	Awareness campaign for fishermen.
SE	Gill net	fishes	Cc; Cm; **Ei; Lo**	Not estimated	Unknown	Area closures in some regions and awareness programs oriented to fishermen
	Shrimp trawl	shrimp	Cc; Cm; **Ei; Lo**	ca 500 vessels	Direct estimates unknown. Stranding data used to infer estimates	Time-area closures (during nesting season or in important feeding areas), TEDs required but not enforced. **Awareness campaigns for fishermen.**
	Gill net	lobster	Cc; Cm; **Ei; Lo**	ca 50 vessels	Unknown. Observers now on board to collect data	Forced replacement of gear to traps. #Gill nets forbidden by federal law since December 2004
BA	Gill net	fishes	Cc; Cm; **Ei; Lo**	ca 350 vessels	Unknown	Area closures in some regions and awareness programs oriented to fishermen
	Shrimp trawl	shrimp	Cc; Cm; Ei; Lo	ca 250 vessels	Direct estimates unknown. Stranding data used to infer estimates	Time-area closures (during nesting season or in important feeding areas), TEDs required but not enforced. **Awareness campaigns for fishermen.**
	Gill net	lobster	Cc; Cm; **Dc; Ei**	ca 186 vessels	Unknown	Forced replacement of gear to traps. #Gill nets forbidden by federal law since December 2004
ES	Gill net	fishes	Cc; Cm; **Dc; Ei**	ca 698 vessels	Unknown	Area closures in some regions and awareness programs oriented to fishermen
	Shrimp trawl	shrimp	Cc; Cm; **Dc; Ei**	ca 186 vessels	Direct estimates unknown. Stranding data used to infer estimates	Time-area closures (during nesting season or in important feeding areas), TEDs required but not enforced. **Awareness campaigns for fishermen.**
RJ	Gill net	fishes	Cc; Cm; **Ei**	ca 150 vessels	Unknown	Area closures in some regions and awareness programs oriented to fishermen
	Shrimp trawl	shrimp	Cc; Cm; **Ei**	ca 125 vessels	Direct estimates unknown. Stranding data used to infer estimates.	Time-area closures (during nesting season or in important feeding areas), TEDs required but not enforced. **Awareness campaigns for fishermen.**
SP	Gill net	fishes	Cc; Cm; **Ei**	Not estimated	Unknown	Area closures in some regions and awareness programs oriented to fishermen
	Shrimp trawl	shrimp	Cc; Cm; **Ei**	ca 150 vessels	Direct estimates unknown. Use stranding data to infer estimates.	Time-area closures (during nesting season or in important feeding areas), TEDs required but not enforced. **Awareness campaigns for fishermen.**
	Floating cage	fishes	Cc; Cm; **Ei**	10 Floating cages in Ubatuba-SP	Unknown. Nearly 100% turtles released alive.	Monitoring of cages, awareness campaigns for fishermen.

Despite the 2004 regulations forbidding gill nets for lobsters, this law has still not being enforced.

Table 1. Coastal fisheries and sea turtle interactions in Brazil. Codes for turtle species: Dc=leatherback (*Dermochelys coriacea*), Cc=loggerhead (*Caretta caretta*), Lo= olive ridley (*Lepidochelys olivacea*), Cm= green (*Chelonia mydas*), Ei= hawksbill (*Eretmochelys imbricata*).



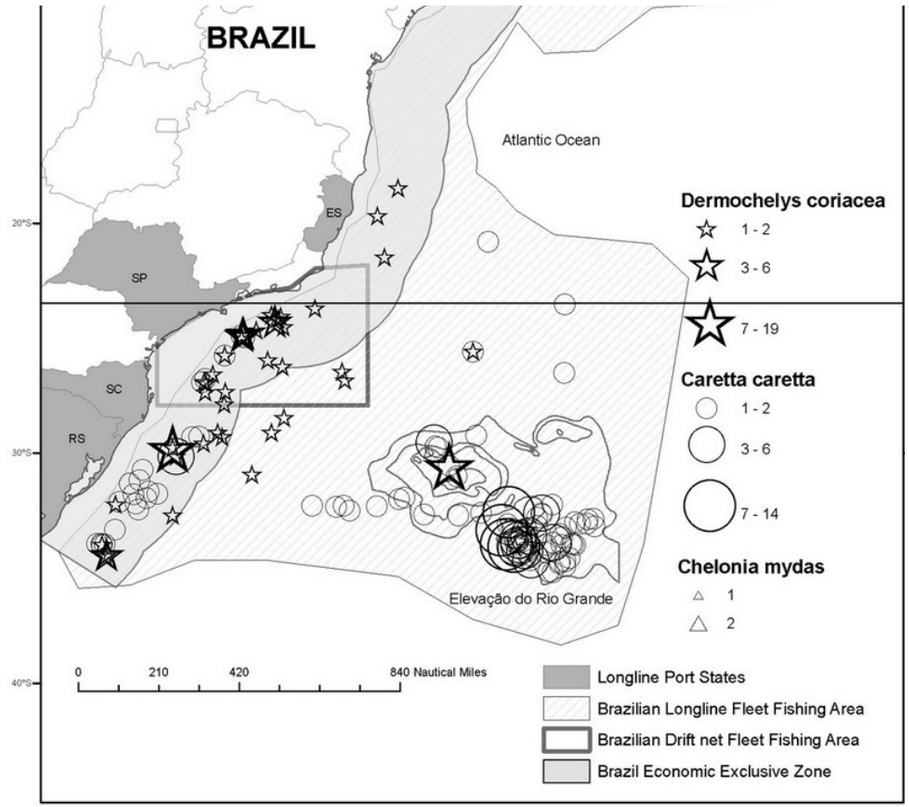


Figure 2. Pelagic longline and drift net interactions with sea turtles off Brazil.

Fisheries	*Target species*	*Turtle spp interaction*	*Mitigation Measures*	*Experiments conducted to minimize bycatch*
Pelagic longline	Swordfish, tuna, sharks	Cc; Cm; Dc; Lo;	Federal Act SEAP (February/2003) requiring use of approved mitigation measures, training courses for fishermen and on-board fisheries observers regarding data collection and safe-handling practices, cooperative agreement with the fisheries industries to develop conservation plan for sea turtles and sea birds, federal act requiring onboard observers in the Brazilian rented commercial fleet (Act SEAP nº. 4810, August 2003).	Field trials on federal research vessels with modified baits and hooks. Experiments with captive turtles with modified baits to identify potential chemical repellent.
Driftnet	sharks	Cc; Cm; Dc; Ei	Time and area closures, creation of a discussion forum with stakeholders to find solutions to minimize the capture of sea turtles such as the replacement for another gear.	n/a

Table 2. Pelagic fisheries that interact with sea turtles in Brazil. Codes for turtle species: Dc=leatherback (*Dermochelys coriacea*), Cc=loggerhead (*Caretta caretta*), Lo= olive ridley (*Lepidochelys olivacea*), Cm= green (*Chelonia mydas*), Ei= hawksbill (*Eretmochelys imbricata*).

BARATA, P.C.R., B.M.G. GALLO, S. DOS SANTOS, V.G. AZEVEDO, & J.E. KOTAS. 1998. Captura acidental da tartaruga marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) na pesca de espinhel de superfície na ZEE brasileira e em águas internacionais. In: Resumos Expandidos da XI Semana Nacional de Oceanografia, Rio Grande, RS, outubro de 1998, pp. 579-581. Editora Universitária - UFPel, Pelotas, RS, Brazil.

EPPERLY, S.P., J. BRAUN, A.J. CHESTER, F.A. CROSS, J.V. MERRINER, P.A. TESTER & J. CHURCHILL. 1996. Beach stranding as an indicator of at-sea mortality of sea turtles. Bulletin of Marine Science 59: 289-297.

KOTAS, J.E., S. DOS SANTOS, V.G. AZEVEDO, B.M.G. GALLO & P.C.R. BARATA. 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fishery Bulletin 102: 393–399.

MARCOVALDI, M.A., & G.G. DEI MARCOVALDI. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35-41.

MARCOVALDI, M.A., J.C. THOMÉ, G. SALES, J. COELHO, B. GALLO & C. BELLINI. 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. Marine Turtle Newsletter 96:24-25

PINEDO M.C. & T. POLACHECK. 2004. Sea turtle bycatch in pelagic longline sets off southern Brazil. Biological Conservation 119: 335–339.

THOMÉ, J., M.A. MARCOVALDI, G. MARCOVALDI, C. BELLINI, B. GALLO, H. LIMA, A.C. SILVA & P.C. BARATA. 2003. An overview of Projeto Tamar Ibama's activities in relation to the incidental capture in sea turtles in Brazilian fisheries. Proceedings of the Twenty-Second Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami, FL, USA. NOAA Technical Memorandum NMFS - SEFSC - 503. pp.119-120.

Journal of Heredity 2007:98(1):29–39
doi:10.1093/jhered/esl050
Advance Access publication December 7, 2006

© The American Genetic Association. 2006. All rights reserved.
For permissions, please email: journals.permissions@oxfordjournals.org.

Testing Dispersal Hypotheses in Foraging Green Sea Turtles (*Chelonia mydas*) of Brazil

Eugenia Naro-Maciel, José Henrique Becker, Eduardo H. S. M. Lima, Maria Ângela Marcovaldi, and Rob DeSalle

From the Center for Biodiversity and Conservation and the Institute for Comparative Genomics, American Museum of Natural History, Central Park West at 79th St., New York, NY 10024 (Naro-Maciel and DeSalle); Projeto TAMAR-IBAMA, Ubatuba, São Paulo CEP 11680-000, Brazil (Becker); Projeto TAMAR-IBAMA, Almofala, Ceará CEP 62592-000, Brazil (Lima); and Projeto TAMAR-IBAMA, Praia do Forte, Bahia CEP 41950-970, Brazil (Marcovaldi).

Address correspondence to E. Naro-Maciel at the address above, or e-mail: enmaciel@amnh.org.

Abstract

Testing theories of dispersal is challenging in highly migratory species. In sea turtles, population size, geographic distance, natal homing, and ocean currents are hypothesized to affect dispersal. Little is known, however, about these mechanisms in sea turtles foraging along the South American coast. Green sea turtles feeding at Ubatuba (UB, $n = 114$) and Almofala (AF, $n = 117$), Brazil, were sequenced at the mitochondrial DNA (mtDNA) control region (486 bp) and genotyped at 7 microsatellite loci to test dispersal hypotheses. Fifteen mtDNA haplotypes were revealed, including a previously undescribed sequence, and the average observed heterozygosity (H_o) was 76.4%. Overall short-term temporal differences were not detected, and differentiation was less pronounced in microsatellite than in mtDNA analyses. Mitochondrial results reveal significant differentiation between the Brazilian feeding grounds and most other Atlantic groups, whereas microsatellites uncover similarities to some of the geographically closest populations. Ubatuba and Almofala are mixed stocks, drawn primarily from Ascension, with lesser contributions from Surinam/Aves and Trindade. Costa Rica is also a significant source of individuals feeding at AF. The results are consistent with a model of juvenile natal homing impacted by other factors. Effective protection of turtles foraging along the extensive Brazilian coast may enhance breeding populations thousands of kilometers away.

A fundamental and challenging research priority in conservation biology is to investigate dispersal of endangered organisms. Elucidating linkages among groups is important for comprehensive protection and understanding population biology. Determining such relationships, however, can be especially challenging in highly migratory species or in those that are hard to observe. This difficulty can be exacerbated when individuals from different areas mix during subsequent life stages. Harvest, bycatch, or other factors affecting these mixtures can also impact distant and possibly vulnerable source populations. Assessing the effects of harvesting individuals originating from different natal areas is particularly relevant in fisheries management and led to the development of mixed stock analysis (MSA) techniques. In this approach, molecular markers are used to trace contributions of genetically differentiated source populations to a mixed harvest. These methods were first developed for the management of salmon fisheries (Grant et al. 1980; Pella and Milner 1987; Pella and Masuda 2001) and are now employed to address similar questions in other migratory species including marine chelonians (Bowen 1995).

Green sea turtles (*Chelonia mydas*) are globally endangered (Seminoff 2004; IUCN 2006), are highly migratory (Hirth 1997), and forage in mixed aggregations drawn from various rookeries or nesting beaches (Bass et al. 1998, 2006; Lahanas et al. 1998; Bass and Witzell 2000; Luke et al. 2004). Adults undertake breeding migrations between feeding grounds (FGs) and rookeries that may be widely geographically separated (Hirth 1997). Mating generally occurs offshore of the nesting beach and also during reproductive migrations (FitzSimmons, Limpus, et al. 1997; FitzSimmons, Moritz, et al. 1997). Many females return to nest in the area of their birth, a behavior known as natal homing (Carr 1967). This process contributes to the genetic differentiation among rookeries required for MSA (Bowen 1995). After hatching from eggs deposited on nesting beaches, green sea turtles disperse into the ocean (Hirth 1997). Young turtles may drift passively with currents during the subsequent oceanic phase until,

as juveniles, they recruit from the pelagic zone to coastal FGs (Hirth 1997).

Genetic, mark–recapture, and satellite telemetry research can provide information about insufficiently understood links among sea turtle populations. The naturally high mortality of young turtles, long generation times, and logistic difficulties, however, have in most cases precluded the use of tagging or telemetry in tracking a hatchling to its eventual FG. Genetic studies have been key in illuminating such relationships. The genetic composition of FGs may be related to rookery size (Bass et al. 1998; Lahanas et al. 1998), geographic distance (Bass and Witzell 2000), ocean currents (Luke et al. 2004), or juvenile natal homing (Luke et al. 2004; Bass et al. 2006). In the last process, young postpelagic sea turtles are hypothesized to move toward the site of their birth to forage (Norrgard and Graves 1996; Rankin-Baransky et al. 2001; Engstrom et al. 2002; Witzell et al. 2002; Bass et al. 2004; Bowen et al. 2004). Ocean currents may impact dispersal by influencing the movements of young turtles (Luke et al. 2004; Bass et al. 2006). Alternately, if either population size or geographic distance drives FG composition, MSA estimates are expected to be proportional to numbers of nesting females or distance from source rookeries, respectively.

This study tests hypotheses of dispersal using mitochondrial DNA (mtDNA) control region sequences and microsatellite genotypes of green sea turtles foraging at Ubatuba (UB) and Almofala (AF), Brazil. UB is a juvenile developmental habitat (Gallo et al. 2006), whereas turtles of various sizes are found at AF (Marcovaldi MA and Marcovaldi GG 1999; Lima et al. 2003). These FGs are high-priority sites for conservation and research in Brazil, where green sea turtles forage along the extensive coastline (Marcovaldi MA and Marcovaldi GG 1999). The research fills an important gap in green sea turtle FG studies by both increasing geographic representation and considering insights from multiple loci. It is well established that results from any single marker may not reflect organismal characteristics, and recent analysis of loggerhead sea turtles indicates a comprehensive approach is recommended for these chelonians as well (Bowen et al. 2005). The goals of this study are to 1) determine the genetic composition at multiple loci of 2 green sea turtle FGs in Brazil; 2) assess genetic differentiation between these FGs and other Atlantic populations, as well as among years and seasons at each study site; 3) elucidate the natal origins of turtles foraging at UB and AF; and 4) consider effects of population size, geographic distance, natal homing, and ocean currents on FG composition.

Materials and Methods

Sampling and Laboratory Procedures

Samples were collected using standard protocols (Dutton 1996) from turtles foraging at UB and AF, Brazil (Figure 1). Sterile, disposable 5-mm AcuPunch biopsy punches (AcuDerm Inc., Fort Lauderdale, FL) were employed, and samples were stored in a 20% dimethylsulfoxide buffer saturated in salt (Amos and Hoelzel 1991). Projeto TAMAR-IBAMA (The Brazilian

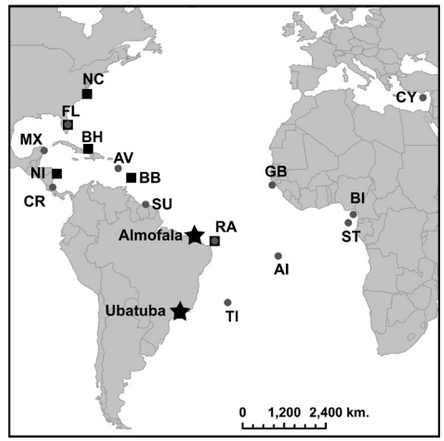


Figure 1. The UB and AF study sites and other *Chelonia mydas* groups previously subject to genetic analysis. References and abbreviations for other FGs, symbolized by squares, are as follows: Bahamas (BH; Lahanas et al. 1998), Nicaragua (NI; Bass et al. 1998), Florida (FL; Bass and Witzell 2000), Barbados (BB; Luke et al. 2004), North Carolina (NC; Bass et al. 2006), and Rocas Atoll (RA; Bjorndal et al. forthcoming). Rookeries considered possible sources of turtles foraging at UB and AF, symbolized by circles, were Hutchinson Island, FL; Aves Island, Venezuela (AV); Matapica, Surinam (SU); Quintana Roo, Mexico (MX; Encalada et al. 1996); Lara Bay, Cyprus (CY; Encalada et al. 1996; Kaska 2000); Tortuguero, Costa Rica (CR; Encalada et al. 1996; Bjorndal et al. 2005); Ascension Island, UK (AI); Poilão, Guinea Bissau (GB; Encalada et al. 1996; Formia et al. 2006); Bioko Island, Equatorial Guinea (BI); São Tomé (ST; Formia et al. 2006); Trindade Island, Brazil (TI; Bjorndal et al. forthcoming); and Rocas Atoll, Brazil (RA; Encalada et al. 1996; Bjorndal et al. forthcoming).

Sea Turtle Conservation Program) biologists sampled tissue from the flippers of green sea turtles incidentally captured by local coastal artisanal fishers and released alive or to a lesser extent from dead stranded turtles. Samples were obtained at UB (n = 114) each month from July 1998 to February 2000 (except for November and December 1999) and at AF, n = 117) from April 2000 through July 2002 (except for September and October 2000). In temporal analyses, samples were grouped into tropical winter (April–September) and summer (October–March) seasons (UB: $n_{season\ 1}$ = 28, $n_{season\ 2}$ = 44, $n_{season\ 3}$ = 30, $n_{season\ 4}$ = 12; AF: $n_{season\ 1}$ = 9, $n_{season\ 2}$ = 13, $n_{season\ 3}$ = 33, $n_{season\ 4}$ = 21, $n_{season\ 5}$ = 41), the most recent of which were then paired for testing among years. All sampled turtles were juveniles, measuring on average 42 cm curved carapace length at UB (range: 32–75 cm) and 48 cm at AF (range: 29–80 cm). The largest turtles were well under the average breeding size in the region (Hirth 1997), addressing

Table 1. Molecular diversity at 7 microsatellite loci in foraging green sea turtles of Brazil

				UB (n = 114)				AF (n = 117)			
Locus	Designed in	Reference	Tag	A	Range	H_o	H_e	A	Range	H_o	H_e
Cm3	*Chelonia mydas*	FitzSimmons et al. (1995)	FAM	14	152–204	0.614	0.597	16	152–204	0.603	0.645
Cm58	*Chelonia mydas*	FitzSimmons et al. (1995)	NED	11	122–148	0.770	0.782	11	124–148	0.786	0.805
Cm72	*Chelonia mydas*	FitzSimmons et al. (1995)	FAM	33	220–298	0.974	0.945	35	220–308	0.932	0.948
Cm84b	*Chelonia mydas*	FitzSimmons N (personal communication)	NED	16	180–214	0.780	0.871	19	180–216	0.845	0.896
Cc7	*Caretta caretta*	FitzSimmons (1998)	HEX	13	162–218	0.823	0.832	19	162–218	0.821	0.886
Klk314	*Lepidochelys kempii*	Kichler et al. (1999)	FAM	5	103–115	0.667	0.625	7	103–115	0.607	0.652
Or7	*Lepidochelys olivacea*	Aggarwal et al. (2004)	FAM	8	218–244	0.737	0.712	8	218–244	0.741	0.745

The locus name, species the primers were designed in, reference, and 5′ fluorescent label used are indicated. The sample size (n), number of alleles (A), allele size ranges, observed (H_o), and expected (H_e) heterozygosities are also shown for each FG.

the concern that transient adults migrating through the area to breed might be confused with resident foraging turtles (Limpus and Reed 1985).

The samples from UB (n = 114) and AF (n = 117) were analyzed at the Molecular Systematics Laboratory of the American Museum of Natural History (AMNH). A DNeasy Tissue Kit was used for DNA extractions, following the manufacturer's instructions for animal tissues (Qiagen Inc., Valencia, CA). An automated sequencer was employed for sequencing and genotyping (Applied Biosystems model 3700 or 3730). Control region primers LTCM2 and HDCM2 (Lahanas et al. 1994) were used to amplify and sequence 486 bp of the mtDNA control region, using standard conditions and negative controls. These primers are longer extensions of the LTCM1 and HDCM1 pair originally designed by Allard et al. (1994). The program SEQUENCHER 3.1.2 (Gene Codes Corporation, Ann Arbor, MI) was used for sequence alignment. Mitochondrial haplotypes were classified following the standardized nomenclature of the Archie Carr Center for Sea Turtle Research (ACCSTR). Microsatellite loci were amplified using a multiplex polymerase chain reaction (PCR) kit (Qiagen Inc.) following the manufacturer's instructions. The 7 loci genotyped (Table 1) were as follows: Cm3, Cm58, Cm72 (FitzSimmons et al. 1995), Cm84b (shorter version; FitzSimmons N, personal communication), Cc7 (FitzSimmons 1998), Klk314 (Kichler et al. 1999), and Or7 (Aggarwal et al. 2004). PCR products were sized according to the ROX 500 size standard (ABI Prism, Foster City, CA). GENESCAN 3.1 (ABI Prism) was used for data processing, and GENOTYPER 3.7 (ABI Prism) determined the allele length.

Data Analysis: mtDNA Sequences

Genetic Diversity and Differentiation

The program ARLEQUIN 3.01 (Excoffier et al. 2005) was employed to estimate Nei's (1987) haplotype diversity (h) and nucleotide diversity (π). A minimum spanning network based on statistical parsimony was constructed with TCS 1.21 (Clement et al. 2000) to determine relationships among the new and previously described haplotypes at UB. Exact tests of population differentiation (Raymond and Rousset 1995a) were employed to assess differences among years and seasons at each site, as well as between the study FGs and other nesting grounds or FGs from the published literature (Figure 1 and the references therein; Table 2). These tests were carried out using a Markov chain length of 10 000 steps with 1000 dememorization steps implemented by ARLEQUIN (Excoffier et al. 2005).

Natal Origins of Foraging Turtles

MSA was carried out using Bayesian methods implemented by the program BAYES (Pella and Masuda 2001). Bayesian analysis is suitable when sample sizes are small or when there are rare haplotypes (Pella and Masuda 2001). This method also allows for incorporation of ecological data such as source population size (Bolker et al. 2003; Bass et al. 2004, 2006; Okuyama and Bolker 2005). Two MSAs were carried out for each FG, the first with equal prior probabilities for each rookery (MSA_1), and in the second approach (MSA_2), priors were weighted to reflect the number of nesting females at each possible source following Bass et al. (2004). Population size data (Table 2) were obtained from Bellini et al. (1995), Seminoff (2002, 2004), and Formia et al. (2006). Atlantic or Mediterranean green sea turtle rookeries described in the literature were considered possible sources for turtles foraging in Brazil (Figure 1 and the references therein; Table 2). As noted by Chapman (1996), the MSA should include all adequately described potential sources to avoid error. The BAYES program requires that sequences not found in any of the source samples be removed; thus, the few rare haplotypes unique to the FGs (described below) were excluded. The analyses were performed until Gelman and Rubin diagnostics confirmed convergence of the chains to the posterior density, with most shrink factors close to 1.0 and all less than 1.2 (Pella and Masuda 2001). In each analysis, the first halves of the chains were discarded as burn-in, or dememorization steps, and estimates were based on the second halves of the chains only (Pella and Masuda 2001).

Chi-square tests and linear regression were used to investigate whether population size or distance was associated with mean MSA estimates from the rookeries contributing to the Brazilian FGs. The effect of population size was analyzed by calculating the numbers of turtles that would be expected at each FG under 2 conditions: 1) equal source contributions or 2) contributions proportional to population size. These

Table 2. Green sea turtle mtDNA control region haplotypes detected at UB and AF compared with other Atlantic groups from the published literature, with population size and geographic distance estimates used in this study also shown

	FGs								Rookeries												
Haplotype	UB	AF	RA	BB	NI	BH	NC	FL	TI	AI	RA	ST	BI	GB	SU	AV	CR	MX	FL	CY
CM-A1				7		2	34	12										7	11	
CM-A2							2	1											1	
CM-A3	2	18		21	54	62	43	43								3	395	5	12	
CM-A4																	1			
CM-A5	14	28	5	13	6	10	5	3				1			13	27	32	1		
CM-A6		3	2							3		1	5		1					
CM-A7															1					
CM-A8	83	53	13	14		1	7		67	59	36	13	45	70						
CM-A9	4	3	2	1					19	1	7									
CM-A10	3	4		2						3	2									
CM-A11									1		1									
CM-A12											5									
CM-A13																				25
CM-A14																				1
CM-A15							1											1		
CM-A16		1					2											1		
CM-A17				1														2		
CM-A18							3	2										3		
CM-A20						1											2			
CM-A21		1				3											3			
CM-A22				1			2	1												
CM-A23									6											
CM-A24	2	1							1	1										
CM-A25											1									
CM-A26							2													
CM-A27							2													
CM-A28							3													
CM-A32	2	1							4		1									
CM-A33									1											
CM-A35												1								
CM-A36												1								
CM-A37												1								
CM-A38												2								
CM-A39										1										
CM-A42		2																		
CM-A44	1	1																		
CM-A45		1								1										
CM-A46	1		1							1										
CM-A55	1																			
Heteroplasmy	1																			
Total	114	117	23	60	60	79	106	62	99	70	53	20	50	70	15	30	433	20	24	26
Nesting females									3000	3709	115	90	407	2523	1814	267	26 535	1587	779	100
Distance to UB (km)									1609	3698	2481	6246	6517	7687	3422	4772	5628	6687	6827	10 481
Distance to AF (km)									2260	2907	712	5255	5449	6415	1907	3299	5022	5717	5458	8685

The literature references and abbreviations for each site are found in Figure 1.

values were compared with observed MSA estimates using chi-square tests. This analysis was carried out first with all contributing rookeries considered and then excluding the large Costa Rican rookery, which as an outlier could be a source of error. Linear regression was used to assess independence of arcsine-transformed MSA estimates and great circle distances between the Brazilian FGs and each rookery (Table 2).

Data Analysis: Microsatellite Genotypes

Genetic Diversity and Differentiation

Alleles per locus and observed and expected heterozygosities (Nei 1987) were estimated for each microsatellite locus by the program MSANALYZER 3.12 (Dieringer and Schlotterer 2003). FSTAT 2.9.3.2 (Goudet 2001) was employed to test for genotypic linkage disequilibrium among all pairs of loci with the log-likelihood ratio G-statistic and sequential Bonferroni corrections (Rice 1989). Global and per-locus exact tests of Hardy–Weinberg equilibrium (HWE) were carried out with a Markov chain method following Guo and Thompson (1992) with 5000 dememorization steps, 500 batches, and 5000 iterations per batch using GENEPOP 3.4 (Raymond and Rousset 1995b). The program STRUCTURE 2.1 (Pritchard et al. 2000) was employed to estimate the number of populations present at each FG using Bayesian methods. As recommended (Pritchard et al. 2000), 3 runs of 1 000 000 steps (with 100 000 dememorization steps) were conducted for each FG, and a model of admixture and correlated allele frequencies was assumed.

2006
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11

Exact tests of population differentiation were carried out as described above to assess differences between 1) years and seasons within each FG, 2) the Brazilian FGs, and 3) each FG and previously described Atlantic rookeries (Roberts et al. 2004; Naro-Maciel 2006). In rookery comparisons, concerns about differences in microsatellite data obtained in separate laboratories were addressed by genotyping all samples at the AMNH, including those previously analyzed in a global rookery study by Roberts et al. (2004; Cm3, Cm58, Cm72, and Cm84). However, MSA using these markers was not carried out because the rookery data set was inadequate as a baseline. This is primarily because the MSA assumes that all sources are included, but microsatellite data from rookeries such as Trindade are not yet available. In addition, genetic similarity between sources and mixtures can lead to MSA error (Chapman 1996), and the rookery microsatellite sample size may present a significant analytical limitation because MSA was designed for use with larger samples characteristic of fisheries research.

Results

The mtDNA Sequences

Genetic Diversity and Differentiation

At UB, 13 polymorphic sites defined 10 haplotypes (Table 2). Nine of these had been previously identified and given standardized names, and one did not match any published sequences. This new haplotype has been assigned the standardized ACCSTR designation "CM-A55" (GenBank accession number DQ294212). It differs by 1 bp from CM-A5 (Figure 2) found primarily at the Aves and Surinam rookeries, in Costa Rica, and rarely in Mexico and São Tomé (Table 2). In addition, a heteroplasmy was observed in one individual at site 164. Heteroplasmy in the green sea turtle control region has been reported previously (Encalada et al. 1996; Formia 2002), and the sequence was excluded from the analysis. The most frequent haplotypes at UB were CM-A8 (73%), found at South Atlantic and African rookeries, and CM-A5 (12%). All additional haplotypes were relatively rare (<5% each). Of these, 1 was not detected at any rookery (CM-A44), 1 was encountered among rookeries only at Ascension (CM-A46), 1 was limited to the North Atlantic (CM-A3), and the remaining 4 were restricted to Ascension and Brazilian rookeries (Table 2). Haplotype diversity (h) and nucleotide diversity (π) were below average at UB compared with other FGs (Table 3; Figure 1 and the references therein).

At AF, 19 polymorphic sites defined 13 mitochondrial haplotypes, all of which had been previously named (n = 117, Table 2). The most common were CM-A8 (45%), CM-A5 (24%), and CM-A3 (15%). All others were rare (<5%), encountered among rookeries in Brazil, Ascension, Africa, Mexico, Costa Rica, and Surinam (Table 2; Figure 1 and the references therein). The haplotypes CM-A44 (n = 1) and CM-A42 (n = 2) were found only at FGs, and haplotype diversity (h) and nucleotide diversity (π) at AF were comparatively high (Table 3).

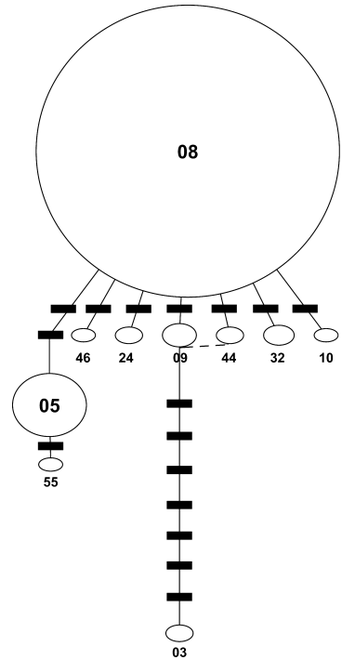


Figure 2. Minimum spanning network illustrating relationships among control region haplotypes encountered at UB. Haplotypes are named according to the ACCSTR standardized sequence designation and are prefixed by "CM-A." Substitutions of 1 bp are indicated by hash marks while the dashed line represents another possible link between haplotypes. Circles/ovals are approximately proportional to haplotype frequencies.

Exact tests revealed that FGs in the Atlantic were highly differentiated overall (exact P = 0.000) and that differences among temporal periods were not significant at either Brazilian FG. Temporal variation was not found among years (UB: exact P = 0.221, AF: exact P = 0.477) or seasons (UB: exact P = 0.595, pairwise exact $P >$ 0.302; AF: exact P = 0.887, pairwise exact $P >$ 0.311). The Brazilian FGs were significantly different from all others in the North Atlantic and from each other (exact P = 0.000). However, differentiation was not found between either Brazilian FG and Rocas (UB: exact P = 0.120, AF: exact P = 0.230), located in the same region.

Natal Origins of Foraging Turtles

Results of the MSAs for even and weighted priors were highly correlated at UB (r^2 = 0.935, P = 0.000) and AF (r^2 = 0.848,

Table 3. Mitochondrial control region diversity at UB and AF (in bold), as compared with other Atlantic *Chelonia mydas* FGs from the published literature (references in Figure 1)

FG	Haplotypes	Haplotype diversity (*h*)	Standard deviation	Nucleotide diversity (π)	Standard deviation	Sample size
Barbados	8	0.7734	0.0299	0.0103	0.0056	60
North Carolina	12	0.7294	0.0301	0.0053	0.0031	106
Almofala	**13**	**0.7168**	**0.0306**	**0.0067**	**0.0039**	**117**
Rocas	5	0.6443	0.0917	0.0022	0.0017	23
Florida	6	0.4855	0.0668	0.0031	0.0021	62
Ubatuba	**10**	**0.4460**	**0.0556**	**0.0020**	**0.0015**	**113**
Bahamas	6	0.3703	0.0650	0.0064	0.0037	79
Nicaragua	2	0.1831	0.0621	0.0038	0.0025	60
Average	8	0.5436		0.0050		78

To standardize comparisons with other FGs, these measures were also recalculated for FGs described in the literature (Figure 1 and the references therein) using the program ARLEQUIN (Excoffier et al. 2005). The heteroplasmy detected at UB is not included in this analysis.

$P = 0.000$). As noted in other studies, the confidence intervals in most cases were narrower for the MSA with weighted priors (Bass et al. 2004; Okuyama and Bolker 2005). The main difference between the 2 MSAs was the relative contribution of Aves and Surinam at both FGs, with Surinam playing a greater role when priors were weighted (Tables 4 and 5).

Hypotheses of single origins, equal contributions, and MSA estimates proportional to population size or geographic distance were rejected for both FGs. Both sites were significantly differentiated from all potential sources (UB: exact $P < 0.017$, AF: exact $P < 0.003$), rejecting the hypothesis of single rookery origins. Chi-square tests revealed a significant difference in mean MSA estimates from those expected

Table 4. MSA of UB green sea turtle control region haplotypes using Bayesian methods with equal priors (MSA_1) and priors weighted to reflect population size (MSA_2)

Stock	MSA	Mean	Standard deviation	2.5%	Median	97.5%
Florida	MSA_1	0.001	0.005	0.000	0.000	0.015
	MSA_2	0.000	0.002	0.000	0.000	0.003
Mexico	MSA_1	0.001	0.004	0.000	0.000	0.013
	MSA_2	0.001	0.003	0.000	0.000	0.007
Aves	MSA_1	0.131	0.042	0.027	0.132	0.209
	MSA_2	0.041	0.064	0.000	0.000	0.182
Costa Rica	MSA_1	0.003	0.008	0.000	0.000	0.027
	MSA_2	0.020	0.016	0.000	0.017	0.060
Surinam	MSA_1	0.009	0.026	0.000	0.000	0.101
	MSA_2	0.088	0.064	0.000	0.104	0.193
Rocas	MSA_1	0.032	0.080	0.000	0.000	0.284
	MSA_2	0.000	0.006	0.000	0.000	0.000
Trindade	MSA_1	0.144	0.102	0.000	0.135	0.373
	MSA_2	0.178	0.100	0.010	0.165	0.411
Ascension	MSA_1	0.536	0.182	0.157	0.566	0.806
	MSA_2	0.580	0.173	0.181	0.621	0.830
São Tomé	MSA_1	0.004	0.013	0.000	0.000	0.042
	MSA_2	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000
Bioko	MSA_1	0.015	0.043	0.000	0.000	0.156
	MSA_2	0.003	0.020	0.000	0.000	0.013
Guinea Bissau	MSA_1	0.124	0.164	0.000	0.017	0.518
	MSA_2	0.090	0.150	0.000	0.001	0.496
Cyprus	MSA_1	0.001	0.003	0.000	0.000	0.009
	MSA_2	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000

Mean values are shown with standard deviation. The 2.5% and 97.5% values indicate the upper and lower bounds of the 95% confidence interval. MSA estimates at UB are based on chains lengths of 6768 (MSA_1) and 24 920 (MSA_2) steps for each of the 12 nesting stocks.

Table 5. MSA of AF green sea turtle control region haplotypes using Bayesian methods with equal priors (MSA_1) and priors weighted to reflect population size (MSA_2)

Stock	MSA	Mean	Standard deviation	2.5%	Median	97.5%
Florida	MSA_1	0.002	0.005	0.000	0.000	0.016
	MSA_2	0.000	0.002	0.000	0.000	0.003
Mexico	MSA_1	0.008	0.013	0.000	0.002	0.043
	MSA_2	0.005	0.011	0.000	0.000	0.037
Aves	MSA_1	0.180	0.123	0.000	0.222	0.361
	MSA_2	0.054	0.106	0.000	0.000	0.318
Costa Rica	MSA_1	0.154	0.045	0.065	0.153	0.243
	MSA_2	0.176	0.041	0.098	0.175	0.261
Surinam	MSA_1	0.083	0.112	0.000	0.004	0.312
	MSA_2	0.199	0.107	0.000	0.232	0.342
Rocas	MSA_1	0.030	0.059	0.000	0.000	0.212
	MSA_2	0.000	0.006	0.000	0.000	0.000
Trindade	MSA_1	0.064	0.062	0.000	0.051	0.215
	MSA_2	0.081	0.063	0.000	0.071	0.230
Ascension	MSA_1	0.436	0.103	0.187	0.450	0.600
	MSA_2	0.466	0.089	0.259	0.476	0.615
São Tomé	MSA_1	0.004	0.014	0.000	0.000	0.037
	MSA_2	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000
Bioko	MSA_1	0.023	0.055	0.000	0.000	0.203
	MSA_2	0.001	0.011	0.000	0.000	0.007
Guinea Bissau	MSA_1	0.018	0.047	0.000	0.000	0.177
	MSA_2	0.017	0.047	0.000	0.000	0.179
Cyprus	MSA_1	0.001	0.003	0.000	0.000	0.008
	MSA_2	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000

Mean values are shown with standard deviation. The 2.5% and 97.5% values indicate the upper and lower bounds of the 95% confidence interval. MSA estimates at AF are based on chain lengths of 13 014 (MSA_1) and 39 138 (MSA_2) steps for each of the 12 nesting stocks.

under a model of equally contributing rookeries (UB—MSA_1: $\chi^2 = 160.743$, df = 6, $P = 0.000$; UB—MSA_2: $\chi^2 = 151.690$, df = 5, $P = 0.000$; AF—MSA_1: $\chi^2 = 153.983$, df = 8, $P = 0.000$; AF—MSA_2: $\chi^2 = 123.018$, df = 6, $P = 0.000$). Indeed, Ascension Island is clearly the major source for the Brazilian FGs in all analyses, and most distant rookeries contribute little, if at all (Tables 4 and 5). In chi-square tests, observed distributions were significantly different from those expected according to population size (UB—MSA_1: $\chi^2 = 112.297$, df = 6, $P = 0.000$; UB—MSA_2: $\chi^2 = 387.402$, df = 5, $P = 0.000$; AF—MSA_1: $\chi^2 = 732.897$, df = 8, $P = 0.000$; AF—MSA_2: $\chi^2 = 310.545$, df = 6, $P = 0.000$). As an outlier, Costa Rica could be a source of error in population size analyses; however, tests run without this major rookery produced similar results (data not shown). Linear regression revealed no significant relationship between arcsine-transformed MSA estimates and geographic distance at UB (MSA_1: $R^2 = 0.010$, $F = 0.048$, $P = 0.835$; MSA_2: $R^2 = 0.143$, $F = 0.665$, $P = 0.461$) or AF (MSA_1: $R^2 = 0.087$, $F = 0.666$, $P = 0.441$; MSA_2: $R^2 = 0.329$, $F = 2.447$, $P = 0.178$).

Microsatellite Genotypes

Genetic Diversity and Differentiation

Microsatellite analyses revealed similarities among the Brazilian FGs (Table 1). Polymorphism varied by marker, and the number of alleles was lowest at the Klk314 locus (UB: $A = 5$, AF: $A = 7$) and highest at Cm72 (UB: $A = 33$, AF: $A = 35$; Table 1). Observed heterozygosity (H_o) was lowest at Cm3 (UB: $H_o = 0.614$, AF: $H_o = 0.603$) and highest at Cm72 (UB: $H_o = 0.974$, AF: $H_o = 0.932$). Across loci and feeding areas, H_o averaged 76.4% and was essentially the same for each site (UB: $H_o = 76.6\%$, AF: $H_o = 76.2\%$). There were significant correlations among FGs in allele number ($r^2 = 0.956$, $P = 0.000$), H_o ($r^2 = 0.889$, $P = 0.001$), and H_e ($r^2 = 0.986$, $P = 0.000$). There was no evidence of linkage disequilibrium among pairs of loci after sequential Bonferroni corrections. Global tests indicated no significant departures from HWE at UB (exact $P = 0.086$) or AF (exact $P = 0.080$). Heterozygote deficit tests of individual loci revealed only one significant deviation, at Cm84b in UB (exact $P = 0.000$). Departures from HWE at Cm84 were previously reported at 3 Atlantic rookeries, possibly due to null alleles or inbreeding (Roberts et al. 2004). When this locus was not considered, the FGs remained in equilibrium (UB: exact $P = 0.843$, AF: exact $P = 0.130$).

Genetic differentiation was less pronounced at microsatellite loci than at the mtDNA control region. Because of the heterozygote deficit at the Cm84b locus, microsatellite analyses were carried out with and without this marker (data not shown); however, this did not affect the statistical significance of tests unless otherwise noted. Temporal variation was not detected at either site between years (UB: $\chi^2 = 18.584$, df = 14, $P = 0.181$; AF: $\chi^2 = 14.452$, df = 14, $P = 0.417$) or seasons overall (UB: $\chi^2 = 22.174$, df = 14, $P = 0.075$; AF: $\chi^2 = 10.633$, df = 14, $P = 0.715$). At UB, most seasonal pairwise comparisons were not significantly different, except for one pair that involved season 4, which had a relatively small sample size ($\chi^2 = 29.583$, df = 14, $P = 0.009$). Seasonal variation was not revealed in pairwise comparisons at AF ($\chi^2 < 19.209$, df = 14, $P > 0.157$). Most Bayesian clustering analyses detected more than one population at each FG; however, estimates varied between runs. Differentiation between UB and AF was not significant ($\chi^2 = 22.267$, df = 14, $P = 0.073$). UB was significantly different from most rookeries ($\chi^2 > 30.060$, df = 14, $P < 0.007$) except for Ascension ($\chi^2 = 15.889$, df = 14, $P = 0.320$) and possibly Rocas ($\chi^2 = 29.314$, df = 14, $P = 0.009$; $\chi^2_{6loci} = 19.588$, $df_{6loci} = 12$, $P_{6loci} = 0.075$). AF was not significantly different from Ascension ($\chi^2 = 20.047$, df = 14, $P = 0.129$), Surinam ($\chi^2 = 11.744$, df = 14, $P = 0.627$), or Rocas ($\chi^2 = 22.268$, df = 14, $P = 0.073$). However, this FG was differentiated from all other Atlantic rookeries ($\chi^2 > 32.217$, df = 14, $P < 0.004$).

Discussion

Juvenile Dispersal

The analysis provides insight into marine chelonian dispersal, supporting a tendency toward juvenile natal homing in foraging green sea turtles of Brazil. There are 3 expectations in this model of dispersal: 1) genetic differentiation among FGs, 2) genetic correspondence between proximate nesting and feeding areas, and 3) MSA estimates revealing greater contributions to the FGs from the closest rookeries (Bowen et al. 2004). Most Atlantic green sea turtle FGs are significantly differentiated from one another (Bass and Witzell 2000; Luke et al. 2004; Bass et al. 2006; this study). UB and AF are also genetically similar in microsatellite analyses to some of their closest described sources. Further, the largest MSA estimates tend to be from among the closest rookeries, and contributions from most distant ones are minor (Tables 4 and 5).

Although the analyses generally support a juvenile natal homing model, other factors may also affect juvenile green sea turtle dispersal in the western South Atlantic. Ocean currents may account for the disproportionately large Ascension contribution, although additional information about the pelagic life-history stage and local circulation is necessary to support this hypothesis. Natal homing and ocean currents are thought to play important roles at other regional green sea turtle FGs (Luke et al. 2004; Bass et al. 2006). Luke et al. (2004) postulate that turtles born at rookeries bathed by major currents that flow toward Barbados could form the bulk of the pool from which that FG is drawn. If this model applies to Brazil, small hatchlings from Ascension may drift with major Equatorial currents toward the South American coast, constituting a proportionally large contribution, while some turtles from other rookeries may be more likely to drift away from Brazil with prevailing currents. It is also important to note that, although regression analyses do not show a significant relationship between estimated contributions and geographic distance, this model cannot be definitively rejected. This is because complexities

of oceanic circulation and sea turtle movements may cause the actual distances traveled to differ substantially from great circle measures, impacting the usefulness of this analysis.

An integrated approach considering results of demographic and tracking research is recommended when interpreting genetic data, and the major results from the Brazilian FGs are consistent with such studies. Satellite tracks and tag returns have long shown links between Ascension and northern Brazil (Mortimer and Carr 1987; Meylan 1995; Luschi et al. 1998), and microsatellite analyses reveal similarity of both FGs and Ascension. There is evidence from tag returns of movement between AF and Costa Rica (Lima and Troeng 2001), and adults tagged at Trindade have been recovered in Brazil (Marcovaldi et al. 2000). Surinam and Aves together contribute about 13% of the turtles foraging at UB and approximately 25% of those at AF. Although the relative importance of these rookeries at the Brazilian FGs varies depending on the MSA approach, mark–recapture and microsatellite data both suggest a lesser role for the small Aves rookery than for Surinam. Microsatellites indicate differentiation of the FGs and Aves and similarity between Surinam and AF. Further, links between adults nesting in Surinam and feeding in northern Brazil are well known (Schulz 1975; Pritchard 1976; Meylan 1995), whereas tag returns connecting Aves to Brazil are relatively rare (Meylan 1995).

There are some issues that warrant further investigation and highlight methodological caveats. Although MSA assumes that all the sources have been included and are well described, some nesting areas may be insufficiently characterized. The presence of many FG-specific haplotypes is an indication of inadequately described rookeries. Encouragingly, few haplotypes were unique to the Brazilian FGs. The accuracy of population size estimates may also affect these analyses. Further, some of the confidence intervals around the mean MSA estimates are relatively wide, and these values are therefore considered general indicators (Bass et al. 2006). The contribution of Guinea Bissau to UB, for example, is not supported by any demographic data, and estimates from other African rookeries are negligible (Table 4). Guinea Bissau is fixed for the CM-A8 haplotype commonly found throughout the South Atlantic, presumably due to a recent colonization event (Formia et al. 2006). This could be a source of error because assignment accuracy is affected, among other factors, by population differentiation (Chapman 1996), shared haplotypes (Bowen et al. 2004), and historical processes (Bass et al. 2006).

Genetic differentiation was more pronounced in mitochondrial than in microsatellite analyses. Similar results in rookery studies have been attributed primarily to the homogenizing influence of gene flow detectable at nuclear loci (Karl et al. 1992; FitzSimmons, Moritz, et al. 1997; Roberts et al. 2004). In some areas, gene flow is thought to occur during spatially overlapping reproductive migrations (FitzSimmons, Limpus, et al. 1997; FitzSimmons, Moritz, et al. 1997) and may be mediated by males (Karl et al. 1992; Roberts et al. 2004). If foraging juveniles originate from genetically discrete rookeries, the FGs should be differentiated from any single source in mtDNA analyses (Chapman 1996), as was the case in Brazil. At nuclear loci, a significant heterozygote deficit due to the Wahlund effect (Wahlund 1928) is expected in mixtures, and multiple populations should consistently be revealed in Bayesian clustering analyses (Pritchard et al. 2000). Instead, Bayesian estimates of the number of populations at each FG varied somewhat between runs. Pritchard et al. (2000) addressed a similar issue by increasing the number of loci analyzed. In simulations of Atlantic and Mediterranean green sea turtle anonymous nuclear gene data, sample sizes close to 100 or larger were insufficient to detect significant deviation from HWE in mixtures (Chapman 1996). Other research using similar numbers of markers and reporting modest to low population differentiation also detected few significant deviations from Hardy–Weinberg expectations in mixtures (Rosel et al. 1999; Hansen et al. 2000). Lastly, the validity of certain microsatellite markers may be limited in some cases, as a global study of green sea turtle rookeries revealed size homoplasy, possible null alleles or inbreeding, and potential deviation from commonly assumed models of microsatellite evolution (Roberts et al. 2004).

Temporal Analyses

The finding of overall temporal genetic stability at the Brazilian FGs was consistent with results from other areas and has methodological implications. Variation among seasons was also not detected in loggerhead sea turtles foraging in the southeastern United States of America (Bass et al. 2004) or in green, loggerhead, or hawksbill turtles nesting in Costa Rica (Bjorndal et al. 2005), Japan (Hatase et al. 2002), or Puerto Rico (Velez-Zuazo X, personal communication), respectively. Seasonal changes in capture numbers and juvenile body length, however, were reported at UB (Gallo et al. 2006), and significance values in microsatellite analyses of this site are not high. Temporal variation could contribute to differentiation among FGs (Bass et al. 2006) and violates the assumption of stability in MSAs. Considering also that study time periods were limited and green sea turtles in particular are known for marked fluctuations in nesting numbers (Heppell et al. 2003), continued attention to the issue is warranted in future research.

Conservation Implications

The need for international collaboration in sea turtle management is well established due to transboundary migrations such as the ones revealed in this study. Egg harvest occurs at several rookeries, and bycatch of marine chelonians in fisheries is a prevalent danger throughout the region. Threats may also impact ecosystems in which sea turtles are prevented from fulfilling their ecological roles (Bjorndal and Jackson 2003). At UB and AF, coastal artisanal fisheries incidentally capture many sea turtles, although some of these activities do not currently result in high mortality (Marcovaldi MA and Marcovaldi GG 1999; Gallo et al. 2006). In the

recent past, however, consumption of marine turtle meat was more frequent. This take included large juveniles, a size class particularly important for sea turtle population growth (Crouse et al. 1987; Heppell et al. 2003). The strong conservation and education program established in response has brought about a reversal in harvest. Thus, conserving juvenile sea turtles foraging along the extensive Brazilian coast complements other conservation efforts and ultimately leads to the protection of rookeries thousands of kilometers away.

Acknowledgments

This work was supported by the National Science Foundation under grant number 0407722, as well as by the Lerner-Gray Fund for Marine Research. Angela Formia, Karen Bjorndal, and Alan Bolten provided indispensable mitochondrial rookery data that were unpublished at the time. We thank Stephen Karl for valuable assistance. Michele Masuda was generously helpful with the BAYES program. Thanks to the many colleagues who provided insightful comments and guidance on this or companion articles and presentations, especially Angela Formia, Ximena Velez-Zuazo, and Kartik Shanker. We would also like to thank Brian Bowen and 2 anonymous reviewers. We extend our gratitude to Peter J. Ersts for assistance with the maps. Luciano Soares, Gustave Lopez, and other members of the Projeto TAMAR staff are gratefully acknowledged. We express our sincere thanks to Eleanor Sterling, George Amato, James Gibbs, Howard Rosenbaum, and Juan Carlos Morales, as well as the Department of Ecology, Evolution and Environmental Biology at Columbia University.

References

Aggarwal RK, Velavan TP, Udaykumar D, Hendre PS, Shanker K, Choudhury BC, Singh L. 2004. Development and characterization of novel microsatellite markers from the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*). Mol Ecol Notes. 4:77–79.

Allard MW, Miyamoto MM, Bjorndal KA, Bolten AB, Bowen BW. 1994. Support for natal homing in green turtles from mitochondrial DNA sequences. Copeia. 1994:34–41.

Amos B, Hoelzel AR. 1991. Long term preservation of whale skin for DNA analysis. Rep Int Whaling Comm Spec Issue. 13:99–103.

Bass AL, Epperly SP, Braun-McNeill J. 2004. Multi-year analysis of stock composition of a loggerhead turtle (*Caretta caretta*) foraging habitat using maximum likelihood and Bayesian methods. Conserv Genet. 5:783–796.

Bass AL, Epperly SP, Braun-McNeill J. 2006. Green turtle (*Chelonia mydas*) foraging and nesting aggregations in the Caribbean and Atlantic: impact of currents and behavior on dispersal. J Hered. 97:346–354.

Bass AL, Lagueux CJ, Bowen BW. 1998. Origin of green turtles, *Chelonia mydas*, at "sleeping rocks" off the northeast coast of Nicaragua. Copeia. 4:1064–1069.

Bass AL, Witzell WN. 2000. Demographic composition of immature green turtles (*Chelonia mydas*) from the east central Florida coast: evidence from mtDNA markers. Herpetologica. 56:357–367.

Bellini C, Marcovaldi MA, Sanches TM, Grossman A, Sales G. 1995. Atol das Rocas biological reserve: second largest *Chelonia* rookery in Brazil. Mar Turtle Newsl. 72:1–2.

Bjorndal KA, Bolten AB, Moreira L, Bellini C, Marcovaldi MA. Forthcoming. Population structure and diversity of Brazilian green turtle rookeries based on mitochondrial DNA sequences. Chelonian Conserv Biol.

Bjorndal KA, Bolten AB, Troeng S. 2005. Population structure and genetic diversity in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica, based on mitochondrial DNA control region sequences. Mar Biol. 147: 1449–1457.

Bjorndal KA, Jackson JBC. 2003. Roles of sea turtles in marine ecosystems: reconstructing the past. In: Lutz PL, Musick JA, Wyneken J, editors. The biology of sea turtles. Vol. II. Boca Raton (FL): CRC Press. p. 259–274.

Bolker B, Okuyama T, Bjorndal KA, Bolten AB. 2003. Sea turtle stock estimation using genetic markers: accounting for sampling error of rare genotypes. Ecol Appl. 13:763–775.

Bowen BW. 1995. Tracking marine turtles with genetic markers. Bioscience. 45:528–534.

Bowen BW, Bass AL, Chow S-M, Bostrom M, Bjorndal KA, Bolten AB, Okuyama T, Bolker BM, Epperly S, Lacasella E, et al. 2004. Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). Mol Ecol. 13: 3797–3808.

Bowen BW, Bass AL, Soares L, Toonen RJ. 2005. Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). Mol Ecol. 14:2389–2402.

Carr AF. 1967. So excellent a fishe: a natural history of sea turtles. Garden City (NY): Natural History Press.

Chapman RW. 1996. A mixed stock analysis of the green turtle: the need for null hypotheses. In: Bowen BW, Witzell WN, editors. Proceedings of the International Symposium on Sea Turtle Conservation Genetics; 1995 Sep 12–14; Miami, FL. Miami (FL): NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-396. p. 137–146.

Clement M, Posada D, Crandall KA. 2000. TCS: a computer program to estimate gene genealogies. Mol Ecol. 9:1657–1660.

Crouse DT, Crowder LB, Caswell H. 1987. A stage-based population model for loggerhead sea turtles and implications for conservation. Ecology. 68:1412–1423.

Dieringer D, Schlotterer C. 2003. Microsatellite analyser (MSA), a platform independent analysis tool for large microsatellite data sets. Mol Ecol Notes. 3:167–169.

Dutton PH. 1996. Methods for collection and preservation of samples for sea turtle genetic studies. In: Bowen BW, Witzell WN, editors. Proceedings of the International Symposium on Sea Turtle Conservation Genetics; 1995 Sep 12–14; Miami, FL. Miami (FL): NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-396. p. 17–24.

Encalada SE, Lahanas PN, Bjorndal KA, Bolten AB, Miyamoto MM, Bowen BW. 1996. Phylogeography and population structure of the Atlantic and Mediterranean green turtle *Chelonia mydas*: a mitochondrial DNA control region sequence assessment. Mol Ecol. 5:473–483.

Engstrom TN, Meylan PA, Meylan AB. 2002. Origin of juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in a tropical developmental habitat in Caribbean Panama. Anim Conserv. 5:125–133.

Excoffier L, Laval G, Schneider S. 2005. Arlequin version 3.0: an integrated software package for population genetics data analysis. Evol Bioinform Online. 1:47–50.

FitzSimmons NN. 1998. Single paternity of clutches and sperm storage in the promiscuous green turtle (*Chelonia mydas*). Mol Ecol. 7:575–584.

FitzSimmons NN, Limpus CJ, Norman JA, Goldizen AR, Miller JD, Moritz C. 1997. Philopatry of male marine turtles inferred from mitochondrial DNA markers. Proc Natl Acad Sci USA. 94:8912–8917.

FitzSimmons NN, Moritz C, Limpus CJ, Pope L, Prince R. 1997. Geographic structure of mitochondrial and nuclear gene polymorphisms in Australian green turtle populations and male-biased gene flow. Genetics. 147: 1843–1854.

FitzSimmons NN, Moritz C, Moore SS. 1995. Conservation and dynamics of microsatellite loci over 300 million years of marine turtle evolution. Mol Biol Evol. 12:432–440.

Formia A. 2002. Population and genetic structure of the green turtle (*Chelonia mydas*) in West and Central Africa; implications for management and conservation [dissertation]. [Cardiff (UK)]: Cardiff University.

Formia A, Godley BJ, Dontaine J-F, Bruford MW. 2006. Mitochondrial DNA diversity and phylogeography of endangered green turtle (*Chelonia mydas*) populations in Africa. Conserv Genet. 7:353–369.

Gallo BMG, Macedo S, Giffoni B de B, Becker JH, and Barata PCR. 2006. Sea turtle conservation in Ubatuba, Southeastern Brazil, a feeding area with incidental capture in coastal fisheries. Chelonian Conserv Biol. 5: 93–101.

Goudet J. 2001. FSTAT, a program to estimate and test gene diversities and fixation indices version 2.9.3.2 [Internet]. [cited 2006 July 01]. Available from: http://www.unil.ch/izea/softwares/fstat.html.

Grant WS, Milner GB, Krasnowski P, Utter FM. 1980. Use of biochemical genetic variants for identification of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) stocks in Cook Inlet, Alaska. Can J Fish Aquat Sci. 37:1236–1247.

Guo S, Thompson E. 1992. Performing the exact test of Hardy-Weinberg proportion for multiple alleles. Biometrics. 48:361–372.

Hansen MM, Ruzzante DE, Nielsen EE, Mensberg K-LD. 2000. Microsatellite and mitochondrial DNA polymorphism reveals life-history dependent interbreeding between hatchery trout and wild brown trout (*Salmo trutta* L.). Mol Ecol. 9:583–594.

Hatase H, Kinoshita M, Bando T, Kamezaki N, Sato K, Matsuzawa Y, Goto K, Omuta K, Nakashima Y, Takeshita H, et al. 2002. Population structure of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, nesting in Japan: bottlenecks on the Pacific population. Mar Biol. 141:299–305.

Heppell SS, Snover ML, Crowder LB. 2003. Sea turtle population ecology. In: Lutz PL, Musick JA, Wyneken J, editors. The biology of sea turtles. Vol. II. Boca Raton (FL): CRC Press. p. 275–306.

Hirth HF. 1997. Synopsis of the biological data on the green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Washington (DC): Fish and Wildlife Service, US Department of the Interior.

IUCN. 2006. Red list of threatened species [Internet]. [cited 2006 Aug 14]. Available from: http://www.iucnredlist.org.

Karl SA, Bowen BW, Avise JC. 1992. Global population structure and male-mediated gene flow in the green turtle (*Chelonia mydas*): RFLP analyses of anonymous nuclear DNA regions. Genetics. 31:163–173.

Kaska Y. 2000. Genetic structure of Mediterranean sea turtle populations. Turk J Zool. 24:191–197.

Kichler K, Holder MT, Davis SK, Marquez R, Owens DW. 1999. Detection of multiple paternity in the Kemp's ridley sea turtle with limited sampling. Mol Ecol. 8:819–830.

Lahanas PN, Bjorndal KA, Bolten AB, Encalada SE, Miyamoto MM, Valverde RA, Bowen BW. 1998. Genetic composition of a green turtle (*Chelonia mydas*) feeding ground population: evidence for multiple origins. Mar Biol. 130:345–352.

Lahanas PN, Miyamoto MM, Bjorndal KA, Bolten AB. 1994. Molecular evolution and population genetics of Greater Caribbean green turtles (*Chelonia mydas*) as inferred from mitochondrial DNA control region sequences. Genetica (Dordr). 94:57–67.

Lima EHSM, Lagueux CJ, Barata PCR, Marcovaldi MÂ. 2003. Second record of a green turtle (*Chelonia mydas*) tagged in Brazil and captured in Nicaragua. Mar Turtle Newsl. 101:27.

Lima EHSM, Troeng S. 2001. Link between green turtles foraging in Brazil and nesting in Costa Rica? Mar Turtle Newsl. 94:9.

Limpus CJ, Reed PC. 1985. The green turtle, *Chelonia mydas* in Queensland: a preliminary description of the population structure in a coral reef feeding ground. In: Grigg G, Shine R, Ehmann H, editors. Biology of Australasian frogs and reptiles. Chipping Norton (Australia): Surrey Beatty and Sons and The Royal Zoological Society Of New South Wales. p. 47–52.

Luke K, Horrocks JA, Le Roux RA, Dutton PH. 2004. Origins of green turtle (*Chelonia mydas*) feeding aggregations around Barbados, West Indies. Mar Biol. 144:799–805.

Luschi P, Hays GC, Del Seppia C, Marsh R, Papi F. 1998. The navigational feats of green sea turtles migrating from Ascension Island investigated by satellite telemetry. Proc R Soc Lond Ser B Biol Sci. 265:2279–2284.

Marcovaldi MA, da Silva ACCD, Gallo BMG, Baptistotte C, Lima EP, Bellini C, Lima EHSM, de Castilhos JC, Thome JCA, Moreira LM de P, et al. 2000. Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brazil. In: Kalb HJ and Wibbels T, editors. Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, South Padre Island Texas; 1999 Mar 2–6; Miami, FL. Miami (FL): US Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443. p. 164–166.

Marcovaldi MA, dei Marcovaldi GG. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of the Projeto TAMAR-IBAMA. Biol Conserv. 91: 35–41.

Meylan A. 1995. Sea turtle migration—evidence from tag returns. In: Bjorndal KA, editor. Biology and conservation of sea turtles. 2nd ed. Washington (DC): Smithsonian Institution Press. p. 91–100.

Mortimer JA, Carr A. 1987. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle *Chelonia mydas*. Copeia. 1:103–113.

Naro-Maciel E. 2006. Connectivity and structure of Atlantic green sea turtles (*Chelonia mydas*): a genetic perspective [dissertation]. [New York (NY)]: Columbia University.

Nei M. 1987. Molecular evolutionary genetics. New York (NY): Columbia University Press.

Norrgard JW, Graves JE. 1996. Determination of the natal origin of a juvenile loggerhead turtle (*Caretta caretta*) population in Chesapeake Bay using mitochondrial DNA analysis. In: Bowen BW, Witzell WN, editors. Proceedings of the international symposium on sea turtle conservation genetics; 1995 Sep 12–14; Miami, FL. Miami (FL): NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-396. p. 129–136.

Okuyama T, Bolker BM. 2005. Combining genetic and ecological data to estimate sea turtle origins. Ecol Appl. 15:315–325.

Pella J, Masuda M. 2001. Bayesian methods for analysis of stock mixtures from genetic characters. Fish Bull. 9:151–167.

Pella JJ, Milner GB. 1987. Use of genetic markers in stock composition analysis. In: Ryman N, Utter F, editors. Population genetics and fishery management. Seattle (WA): University of Washington Press. p. 247–276.

Pritchard JK, Stephens M, Donnelly P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. Genetics. 155:945–959.

Pritchard PCH. 1976. Post nesting movements of marine turtles (Cheloniidae and Dermochelyidae) tagged in the Guianas. Copeia. 4:749–754.

Rankin-Baransky K, Williams CJ, Bass AL, Bowen BW, Spotila JR. 2001. Origin of loggerhead turtles stranded in the northeastern United States as determined by mitochondrial DNA analysis. J Herpetol. 35:638–646.

Raymond M, Rousset F. 1995a. An exact test for population differentiation. Evolution. 49:1280–1283.

Raymond M, Rousset F. 1995b. GENEPOP (version 1.2), population genetics software for exact tests and ecumenicism. J Hered. 86:248–249.

Rice WR. 1989. Analyzing tables of statistical tests. Evolution. 43:223–225.

Roberts MA, Schwartz TS, Karl SA. 2004. Global population genetic structure and male-mediated gene flow in the green sea turtle (*Chelonia mydas*), analysis of microsatellite loci. Genetics. 166:1857–1870.

Rosel PE, France SC, Wang JY, Kocher TD. 1999. Genetic structure of harbour porpoise *Phocoena phocoena* populations in the northwest Atlantic based on mitochondrial and nuclear markers. Mol Ecol. 8:S41–S54.

Schulz JP. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. Zool Verh (Leiden). 143: 3–172.

Seminoff JA. 2002. 2002 IUCN Red List status assessment green turtle (*Chelonia mydas*). Gland (Switzerland): Marine Turtle Specialist Group, The World Conservation Union IUCN.

Seminoff JA. 2004. Global status assessment green turtle (*Chelonia mydas*). Gland (Switzerland): Marine Turtle Specialist Group, The World Conservation Union IUCN.

Wahlund S. 1928. Zusammensetzung von populationen und korrelationserschinungen von standpunkt der vererbungslehre aus betrachtet. Hereditas. 11:65–108.

Witzell WN, Bass AL, Bresette MJ, Singewald DA, Gorham JC. 2002. Origin of immature loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) at Hutchinson Island, Florida: evidence from mtDNA markers. Fish Bull. 100:624–631.

Received January 30, 2006
Accepted September 25, 2006

Corresponding Editor: Brian Bowen

Marine Turtle Newsletter 111:17-18, © 2006

Marine Turtle Newsletter

Epibionts Associated with *Chelonia mydas* from Northern Brazil

Sara Pereira[1], Eduardo H. S. M. Lima[1], Luís Ernesto[2], Helena Mathews[2] & Anunciação Ventura[3]

[1] *Projeto TAMAR-IBAMA, Base de Almofala, Ceará, Brazil (E-mail: sarapereira_8@hotmail.com),*

[2] *Universidade Federal do Ceará, Brazil,*

[3] *Departamento de Biologia, CCPA Universidade dos Açores, Portugal*

Epibionts have been documented from all extant sea turtle species. The loggerhead turtle (*Caretta caretta*) appears to support the greatest diversity of epibionts (Frick *et al*. 1998; Frick *et al*. 2000). The green turtle (*Chelonia mydas*) is also commonly colonized by a variety of commensals (Bugoni *et al*. 2001; Hirth 1997). To date, there is a paucity of information on the epibionts of green turtles in northern Brazil. Here we present results of a survey of epibionts from green turtles incidentally captured in local fishing gear in Ceará, Brazil following the methods of Marcovaldi *et al*. (2001).

Epibionts were collected from 32 live turtles captured in fishing traps that were placed adjacent to Almofala beaches between Praia de Almofala (02º 91' S, 03º 83' W) and Volta do Rio (02º 85' S, 03º 95' W) from February - July 2005. Captured turtles were juveniles and subadults (mean curved carapace length = 67.6 cm). Epibionts were removed from the carapace and soft body tissues and immediately preserved in 70% ethyl alcohol. Soft-bodied organisms were placed in 10% $MgCl_2$. Samples were then sorted to the lowest taxon possible.

We identified two phyla associated with green turtles in northern Brazil: Arthropods (barnacles, *Chelonibia testudinaria* and unidentified Balanidae) and an Annelid (leech, Ozobranchidae), which was likely *Ozobranchus brachiatus* as this leech is more common as an ectoparasite of green turtles than its congener *O. margoi* (Hirth 1997). *C. testudinaria* was by far the most frequent barnacle observed from northern Brazilian *C. mydas* (100 % occurrence). This species has been reported from *C. mydas* populations worldwide (Hirth 1997) - including *C. mydas* from southern Brazil, state of Rio Grande do Sul (Bugoni *et al*. 2001). *C. testudinaria* density ranged from 3 - 25 individuals per turtle.

Unidentified balanid barnacles were not as common as *C. testudinaria* (3 turtles, 9.4 %). Given the numerous species of balanids reported from northern Brazil (Newman & Ross 1976), the unidentified specimens could represent one or more species. Bugoni *et al*. (2001) reported the

balanids *Balanus improvisus* and *B. venustus* from green turtles in southern Brazil and it is likely that they occur on *C. mydas* in northern Brazil as well.

Barnacles were largely confined to the scutes of the posterior and marginal areas of the host turtle's carapace – a similar location noted for epibionts of Atlantic loggerheads (Caine 1986) and noted as an ideal region for the recruitment of large filter-feeders like *C. testudinaria* (Matsuura & Nakamura 1993). We also found barnacles commonly situated on Inconel flipper tags.

We did not find a large variety nor a large number or organisms on the same turtle. Our results suggest that epibionts do not colonize green turtles as gregariously as other turtle species. Also noteworthy is that the leeches we observed were always associated with masses (possible fibropapillomas; 11 turtles, 34 %) and leech egg masses were commonly found along the front flippers of host turtles - zones of high turbulence and aeration that are likely conducive for embryonic development.

We were not surprised to find *C. testudinaria* on all the turtles that we observed, as this species is commonly observed on most sea turtle species – including green turtles from the Galapagos Islands (Green 1996). Similarly, none of the turtles examined during this study seemed to be physically affected by its barnacle load, including small juveniles and turtles suffering from fibropapillomatosis.

Given the aforementioned locations reported for barnacles on the host turtle carapace, we hypothesize that the turtles, when resting, may lay their flippers over the anterior half of the carapace - contributing to the observed epibiont colonization pattern. Other factors that may contribute to the distribution of barnacles and other epibionts on the carapace include intentional or inadvertent scratching against hard surfaces by the host, predation, stress and hydrodynamic drag. Future research goals for our program include a survey of the potential differences between commensals on adult and juvenile turtles and also between epibionts of different turtle species occurring in Brazil. We will also try to elucidate the behavioural, physical or even physiological factors associated with *C. mydas* that might explain why this species is relatively lacking in epibionts, given that it co-exists in Brazilian waters with highly recruited hosts like loggerheads and hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) (Frazier *et al*. 1992).

Acknowledgements: Projeto TAMAR-IBAMA and Dr. Leandro Bugoni. The TAMAR project is supported by PETROBRAS.

BUGONI, L, L. KRAUSE, A.O. DE ALMEIDA & A.A DE PADUA BUENO. 2001. Commensal barnacles of sea turtles in Brazil. Marine Turtle Newsletter 94:7-9.

CAINE, E.A.1986. Carapace epibionts of nesting loggerhead sea turtles: Atlantic coast of USA.

Journal of Experimental Marine Biology & Ecology 95: 15-26.

FRAZIER, J.G., J.E. WINSTON & C. RUCKDESCHEL. 1992. Epizoan communities on marine turtles III. Bryozoa. Bulletin of Marine Science 51: 1-8.

FRICK, M.G., K.L., WILLIAMS & M., ROBINSON. 1998. Epibionts associated with nesting loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) in Georgia, USA. Herpetological Review 29: 211-214.

FRICK, M.G., K.L. WILLIAMS, D. VELJACIC, L. PIERRARD, J.A. JACKSON & S.E. KNIGHT. 2000. Newly Documented Epibiont Species from Nesting Loggerhead Sea Turtles (*Caretta caretta*) in Georgia, USA. Marine Turtle Newsletter 88:3-5.

GREEN, D. 1996. Epizoites of Galapagos green turtles In Proceedings of the Sixteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, NOAA Tech Memo NMFS-SEFSC-412, 139 pp.

HIRTH, H.F. 1997. Synopsis of biological data on green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). U.S. Fish and Wildlife Service. Biological Report 97, 120 pp.

Neotropical Ichthyology, 4(1):123-126, 2006
Copyright © 2006 Sociedade Brasileira de Ictiologia

Scientific note

Turtle riders: remoras on marine turtles in Southwest Atlantic

Ivan Sazima* and Alice Grossman**

An overview is presented for a poorly documented relationship between reef vertebrates in Southwest Atlantic: remoras (Echeneidae) associated with marine turtles. Two remora species (*Echeneis naucrates* and *Remora remora*) and four turtle species (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata*, and *Dermochelys coriacea*) are here recorded in symbiotic associations in the SW Atlantic. *Echeneis naucrates* was recorded both on the coast and on oceanic islands, whereas *R. remora* was recorded only at oceanic islands and in the open sea. The remora-turtle association is usually regarded as an instance of phoresis (hitchhiking), albeit feeding by the fish is also involved in this symbiosis type. This association seems to be rare in SW Atlantic.

Uma visão geral é apresentada sobre uma relação pouco documentada entre vertebrados recifais no Atlântico Sul Ocidental: rêmoras (Echeneidae) associadas a tartarugas marinhas. Duas espécies de rêmora ou pegador (*Echeneis naucrates* e *Remora remora*) e quatro de tartarugas (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* e *Dermochelys coriacea*) são aqui registradas em associações simbiônticas para o Atlântico Sul Ocidental. *Echeneis naucrates* foi registrada tanto na costa como em ilhas oceânicas, ao passo que *R. remora* foi registrada somente em ilhas oceânicas e região pelágica. A associação entre rêmoras e tartarugas é habitualmente considerada como forese, embora forrageamento, por parte das rêmoras, também esteja envolvido neste tipo de simbiose. Esta associação parece ser rara no Atlântico Sul Ocidental.

Key words: Marine symbiosis, *Remora*, *Echeneis*, phoresis, feeding association, mating opportunity.

Remoras (Echeneidae) are known to attach to several types of marine vertebrates, including fishes, turtles, and mammals (review in O'Toole, 2002). Remoras may benefit from this association in several ways, including transport, feeding opportunities, and protection from predators (*e.g.*, Alling, 1985; Fertl & Landry, 2002; O'Toole, 2002). Some remora species attach to a diverse array of hosts, whereas others use a particular host type. For instance, *Echeneis naucrates* attaches to varied hosts from fishes to mammals, whereas *Remora australis* attaches exclusively to cetacean hosts (*e.g.*, Fertl & Landry, 2002; O'Toole, 2002; Sazima *et al.* 2003). Although the habits of several remora species are known to some detail (review in O'Toole, 2002), the association between echeneids and turtles was not examined in particular for any area (but see Fretey, 1979b).

We present here an overview of a poorly documented association between marine vertebrates in Southwest Atlantic: remoras attached to marine turtles. We focus our study on three main questions: (1) Which species of remoras attach to marine turtles and which are their turtle host species? (2) What are the smaller and the larger remora/turtle host ratios? (3) What is the relative occurrence of this association in a given area? We sought to obtain a general view of the remora-turtle association, and to gain some insight on what advantages the fishes may obtain from their association with turtles, as well as the possible disadvantages for the host.

Besides our own field observations, we analyzed all reliable photographic and videotaped records provided by biologists and divers, both professional and amateur. Field observations were conducted in two oceanic islands off northeast Brazil, and on the coast of São Paulo, southeast Brazil. Photographs and videotapes were obtained from additional places along the coast in northeast and southeast Brazil (see Table 1). For each association we identified the remora and the turtle, and recorded the position the fish was on the host at the time of the observation. When the associated animals could be followed for some time, we recorded the behaviour of both the remora and its host. "All occurrences" and "focal animal" samplings (Altmann, 1974; Lehner, 1979) were used both in the field observations and the analyses of videotapes. Remoras were identified based on their external characters (body colour, shape, and proportions – see *e.g.*, Figueiredo &

*Departamento de Zoologia e Museu de História Natural, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual de Campinas, 13083-970 Campinas, São Paulo, Brazil. e-mail: isazima@unicamp.br
**Projeto Tamar/Ibama, Alameda Boldró s/no, 53990-000 Fernando de Noronha, Pernambuco, Brazil.

Table 1. Remoras recorded on marine turtles in Southwest Atlantic (a single remora per turtle unless stated otherwise): fish and turtle sizes, positions on host, and record sites. AA= Abrolhos Archipelago, NE Brazil; AC= Arraial do Cabo, SE Brazil; FN= Fernando de Noronha Archipelago, NE Brazil; JP= João Pessoa, NE Brazil; RA= Rocas Atoll, NE Brazil; OS= open sea, SE Brazil; SE= Sergipe, NE Brazil; SP= São Pedro and São Paulo Rocks, NE Brazil; SV= São Vicente, SE Brazil.

Remora	Size (cm)	Turtle	Size (cm)	Position on turtle	Record sites
E. naucrates	3 (TL)	*C. mydas*	107 (CCL)	carapace (central)	RA (oceanic)
E. naucrates	5 (TL)	*C. mydas*	30 (CCL)	carapace (lateral)	FN (oceanic)
E. naucrates	20 (TL)	*C. mydas*	45 (TL)	carapace (lateral)	SV (coastal)
E. naucrates	35 (TL)	*C. mydas*	50 (TL)	plastron (lateral)	AC (coastal)
E. naucrates	25 (TL)	*C. caretta*	90 (TL)	plastron (lateral)	SE (coastal)
E. naucrates	7 (SL)	*E. imbricata*	47.5 (CCL)	carapace (lateral)	FN (oceanic)
E. naucrates	10 (TL)	*E. imbricata*	45 (TL)	carapace (lateral)	AA (coastal)
E. naucrates	25 (TL)	*E. imbricata*	60 (TL)	carapace (anterior)	JP (coastal)
E. naucrates	35 (TL)	*E. imbricata*	60 (TL)	carapace (lateral)	SE (coastal)
R. remora	13 (TL)	*C. mydas*	43 (CCL)	plastron (lateral)	RA (oceanic)
R. remora (two individuals)	45 (TL)	*E. imbricata* X *C. mydas* hybrid	50 (TL)	carapace (lateral), plastron (lateral)	SP (oceanic)
R. remora (two individuals)	50 (TL)	*D. coriacea*	150 (TL)	carapace (lateral), plastron (middle)	OS (oceanic)

Menezes, 1980; Robins *et al*., 1986; Froese & Pauly, 2006). We discarded one record for SE Brazil in which the fish identification was doubtful. Remoras' size was estimated as total length (TL) or standard length (SL) against measured turtle carapace length or number tag width; turtles' size was measured as curved carapace length (CCL) or estimated total length (TL). We calculated the remora/turtle ratios at two oceanic sites for which we had censuses of turtle numbers (Fernando de Noronha Archipelago and Rocas Atoll), to assess the relative occurrence of the association.

Two remora species (*Echeneis naucrates* and *Remora remora*) and four turtle species (*Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Dermochelys coriacea*, and *Eretmochelys imbricata*) are here recorded in symbiotic associations in the Southwest Atlantic (Table 1, and Figs. 1-2). For the Rocas Atoll the remora/turtle ratio was 0.003 for both *R. remora* and *C. mydas* (N= 259 turtles),

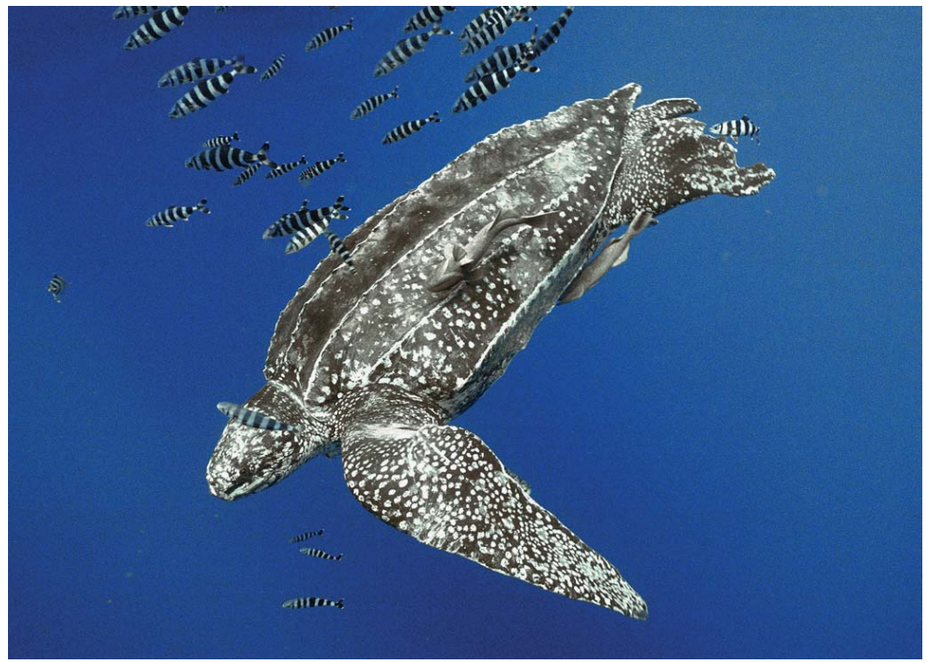


Fig. 1. A leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) with an adult couple of the common remora (*Remora remora*), one of the fish moving over the carapace (left side) and the other attached to the plastron. A group of pilotfish (*Naucrates ductor*) travels with the turtle. Photo by G. Marcovaldi.

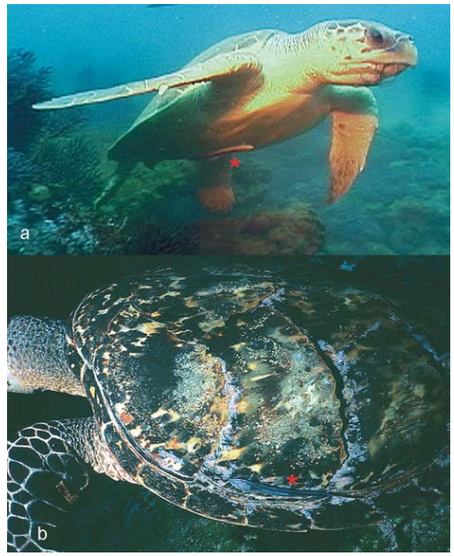


Fig. 2. A loggerhead turtle (*Caretta caretta*) with a juvenile sharksucker (*Echeneis naucrates*) attached to the plastron (red asterisk) (a). From a video-frame by G. Marcovaldi. A hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) with a juvenile sharksucker (*Echeneis naucrates*) attached to the carapace (red asterisk) (b). Photo by L. B. Francini.

and *E. naucrates* and *E. imbricata* (N= 288 turtles). For Fernando de Noronha Archipelago this ratio was 0.002 for *E. naucrates* and *C. mydas* (N= 384 turtles), and 0.006 for *E. naucrates* and *E. imbricata* (N= 154 turtles). The size ratio remora/turtle varied 0.02-0.9 (mean= 0.37, SD= ±2.49, N= 12).

On two occasions we recorded sharksuckers (*E. naucrates*) feeding on particles stirred up during the foraging of their hosts. In one instance, the host was a hawksbill (*E. imbricata*) that fed on sponges and disturbed the substrate, the sharksucker leaving the host for a while to forage on the suspended particles. This sharksucker was attached on the margin of the carapace close to the turtle's head. In another occasion the host was a green turtle (*Chelonia mydas*), which seems to disturb the substrate less than the hawksbill (Sazima & Sazima, 1984; C. Sazima *et al*., 2004; Grossman *et al*., in press). In this case, the fish was attached to the margin of the plastron, also close to the turtle's head.

The sharksucker (*Echeneis naucrates*) is the most versatile species among the remoras (O'Toole, 2002), and is here recorded both in oceanic islands and on the coast. It may even enter estuarine waters (Santos & Sazima, 2005). The sharksucker free-swims in the water column feeding on small fishes and plankton (Fig. 3 and O'Toole, 2002) and attaches to a wide array of hosts (review in O'Toole, 2002). Its versatility includes the role of a station-based cleaner (Fig. 3 and Sazima *et al.*, 1999), an unexpected behaviour for a mostly hitch-hiking fish group (O'Toole, 2002). The variety of turtle hosts here recorded for the sharksucker agrees well with its catholic habits, reef-dwelling habitat, and its basal position within the echeneid phylogeny (O'Toole, 2002). We predict that the sharksucker will likely be recorded attached to the olive Ridley turtle (*Lepidochelys olivacea*) as well, since this turtle is found near reefs in SW Atlantic even if infrequently (AG, pers. obs.).

On the other hand, the common remora (*Remora remora*) seems strictly an oceanic species which attaches mostly to large pelagic vertebrates such as leatherback turtles, manta and devil rays, and whale sharks (Fig. 1 and O'Toole, 2002). Its occurrence on reef-dwelling turtles at oceanic islands only (present paper) strengthens the view on the pelagic habits of this remora species. *Remora remora* is known to ram-filter plankton while attached to whale sharks (Clarke & Nelson, 1997).

The remora-turtle association is usually regarded as an instance of phoresis or hitch-hiking (*e.g*., Perrine, 2003), albeit feeding is also involved in this symbiosis type. For instance, species of remoras are recorded to forage feeding on the hosts' faeces and/or vomits, food scraps of their hosts, cleaning the hosts on occasions, ram-feeding on plankton while attached to the moving host (Clarke & Nelson, 1997; Sazima *et al*., 1999; 2003; O'Toole, 2002; Williams *et al*., 2003; Silva *et al*., 2005), and foraging on stirred particles (present paper; see additional fish species following turtles to capitalize on stirred particles in Sazima *et al*., 2004).

Based on their sizes most of the remoras here recorded on turtles are juveniles (see Carvalho-Filho, 1999; Froese & Pauly, 2006 for adult sizes of both species). As the four adult *R. remora* individuals were attached in couples, they may be mating pairs. Couples of adult fish are recorded for the whalesucker (*Remora australis*) attached to spinner dolphins

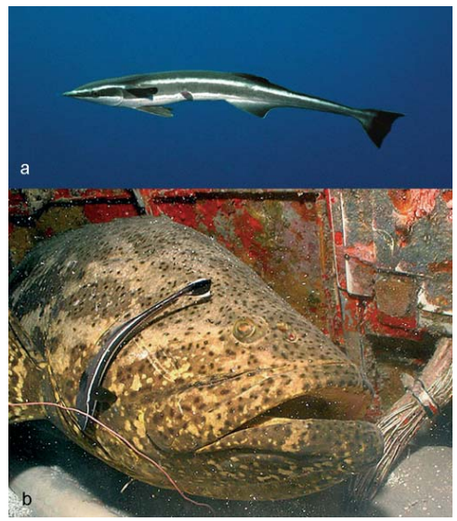


Fig. 3. A sharksucker (*Echeneis naucrates*) free-swimming in the water column (a). Photo by G. Marcovaldi. A station-based juvenile sharksucker cleaning a jewfish (*Epinephelus itajara*) in a shipwreck (b). Photo by L. B. Francini.

(*Stenella longirostris*), these individuals being regarded as pre-mating ones (Silva-Jr. & Sazima, 2003). Remoras attached to sea turtles may increase their chance to find a mate when the turtles congregate for their own mating (*e.g.*, Márquez, 1990; Perrine, 2003). However, there are reports on a few *R. remora* individuals attached to *D. coriacea* females dying of desiccation when the latter left the sea to excavate their nests on beaches in French Guyana, whereas others were still alive when the turtles returned to the sea (Fretey, 1979a, b).

The greater the remora/turtle ratio, the greater the hydrodynamic drag the attached fish exerts on its host, and thus presumably hampers the host's swimming performance, especially when the attached fish is relatively large or when the remoras occur in pairs or even more individuals (present paper; V. Barth – photographs from the Caribbean). Lessened swimming ability may be crucial under some circumstances, *e.g.*, when male turtles are competing for a female (*e.g.*, Booth & Peters, 1972; Perrine, 2003), or when they are attacked by sharks (*e.g.*, Witzell, 1983; Perrine, 2003). Thus, the advantages for a remora attached on a sea turtle include taking a ride (an energy-saving behaviour), foraging, and mating opportunities. On the other hand, for the turtle, the disadvantages may be related to a presumably lessened swimming performance.

The extremely low remora/turtle ratio we found indicates that this symbiosis is a rare association in Brazil's oceanic islands. For the coast we have no such data. However, a glance at the Table 1 indicates that there is a possibility that the association may be a little commoner on the coast than on oceanic islands. In any case, however, both qualitative and quantitative studies focused on the subject may clarify further the turtle-remora association in Southwest Atlantic.

Acknowledgements

We thank the Projeto Golfinho Rotador (through J.M. Silva-Jr.) for logistics and help in Fernando de Noronha Archipelago; M. B. de Sena for logistics and help in Rocas Atoll; G. Marcovaldi (Projeto Tamar/Ibama), V. Barth, L. B. Francini, M. Granville, J. Guimarães, O. Luiz Jr., Z. Matheus, A. Ornellas, and C. S. L. Sampaio for use of their photographic or videotaped records, as well as other information on the remora-turtle association; C. Sazima and two anonymous reviewers for suggestions and improvements on the manuscript; the Projeto Tamar/Ibama (through C. Bellini) for logistics and other support; the Águas Claras, Atlantis, and Noronha Divers diving centres for allowing free use of their facilities; the Ibama for the study permits at Fernando de Noronha Archipelago and Rocas Atoll; the CNPq and FAPESP for financial support.

Literature Cited

Alling, A. 1985. Remoras and blue whales: a commensal or mutual interaction? Whalewatcher (Journal of the American Cetacean Society), 19: 6-19.

Altmann, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. Behavior 49: 227-265.

Booth, J. & J. A. Peters. 1972. Behavioural studies on the green turtle (*Chelonia mydas*) in the sea. Animal Behavior, 20: 808-812.

Carvalho-Filho, A. 1999. Peixes: costa brasileira. Melro, São Paulo, 304 p.

Clarke, E. & D. R. Nelson. 1997. Young whale sharks, *Rhincodon typus*, feeding on a copepod bloom near La Paz, Mexico. Environmental Biology of Fishes, 50: 63-73.

Fertl, D. & A. M. Landry Jr. 2002. Remoras. Pp. 1013-1015. In: W. F. Perrin, B. Würsig & J. G. M. Thewissen (eds.), Encyclopedia of Marine Mammals. New York, Academic Press, 1414 p.

Figueiredo, J. L. & N. A. Menezes. 1980. Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil. III. Teleostei (2). São Paulo, Museu de Zoologia Universidade de São Paulo, 90 p.

Fretey, J. 1979a. Commensalisme entre *Remora remora* (Linné) et des tortues marines pendant la nidification. Cybium, 3: 40.

Fretey, J. 1979b. Acompagnement à terre des tortues luths, *Dermochelys coriacea* (Linné) par des rémoras. Revue Française d'Aquariologie, 2: 49-54.

Froese, R. & D. Pauly (Eds.). 2006. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org.

Grossman, A., C. Sazima, C. Bellini & I. Sazima. In press. Cleaning symbiosis between hawksbill turtles and reef fishes off northeast Brazil. Chelonian Conservation and Biology.

Lehner, P.N. 1979. Handbook of ethological methods. New York, Garland STPM Press, 403 p.

Márquez-M, R. 1990. Sea turtles of the world. FAO Species Catalogue, 11:1-81.

O'Toole, B. 2002. Phylogeny of the species of the superfamily Echeneoidea (Perciformes: Carangoidei: Echeneidae, Rachycentridae, and Coryphaenidae), with an interpretation of echeneid hitchhiking behaviour. Canadian Journal of Zoology, 80: 596-623.

Perrine, D. 2003. Sea turtles of the world. Stillwater, Voyageur Press, 144 p.

Robins, C. R. & G. C. Ray. 1986. A field guide to Atlantic coast fishes. Boston, Houghton Mifflin, 354 p.

Santos, M. C. de O. & I. Sazima. 2005. The sharksucker (*Echeneis naucrates*) attached to a tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in estuarine waters in south-eastern Brazil. JMBA2 – Biodiversity Records, 2pp. http://www.mba.ac.uk/jmba/jmba2biodiversityrecords.php

Sazima, C., A. Grossman, C. Bellini & I. Sazima. 2004. The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles in SW Atlantic. Cybium, 28: 47-53.

Sazima, I., R. L. Moura & M. C. M. Rodrigues. 1999. Juvenile sharksucker, *Echeneis naucrates* (Echeneidae), acting as a station-based cleaner fish. Cybium, 23: 377-380.

Sazima, I., C. Sazima & J. M. Silva-Jr. 2003. The cetacean offal connection: feces and vomits of spinner dolphins as a food source for reef fishes. Bulletin of Marine Science, 72: 151-160.

Sazima I. & M. Sazima. 1984(1983). Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral norte paulista. Boletim do Instituto Oceanográfico, São Paulo, 32: 199-203.

Silva-Jr., J. M. & I. Sazima. 2003. Whalesuckers and a spinner dolphin bonded for weeks: does host fidelity pay off? Biota Neotropica, 3: 1-5.

Silva-Jr, J. M., Silva, F. J. L. & I. Sazima. 2005. Rest, nurture, sex, release, and play: diurnal underwater behaviour of the spinner dolphin at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. Aqua Journal of Ichthyology and Aquatic Biology, 9: 161-176.

Williams, Jr, E. H., A. A. Mignucci-Giannoni, R. K. B. Bunkley-Williams, C. Self-Sullivan, A. Pree & V.G. Cockcroft. 2003. Echeneid-sirenian associations, with information on sharksucker diet. Journal of Fish Biology, 63: 1176-1181.

Witzell, W. N. 1983. Synopsis of the biological data on the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries Synopsis, 137: 1-78.

Received December 2005
Accepted January 2006

CARETTA CARETTA (*LOGGERHEAD SEATURTLE*) –PREDATION

Hatchling seaturtles have a large number of documented predators (Dodd 1988, US Fish. Wildl. Serv., Biol. Rep. 88 [14], 110pp; and Stancick 1995. In Bjorndal [ed.], Biology and Conservation of Sea Turtles, 2nd ed., Smithsonian Institution Press, p. 139-152]. However, seaturtle predation by anuran amphibians is apparently unreported to date. Here we report the predation of Loggerhead (*Caretta caretta*) hatchlings by the Cururu Toad (*Bufo jimi* Steveaux 2002), observed on two different occasions at the District of Arembepe, City of Camaçari, Bahia, Northeast Brazil (12º45'42,8'' S, 38º10'05,5" W).

Projeto TAMAR-IBAMA (the Brazilian National Sea Turtle Conservation Program) maintains a field station in this area. Some seaturtle nests are transferred to an open hatchery, which consists of a 130 m² area, surrounded by a fence, fully exposed to sun and rain, and located at the suprashore zone, at the vegetation line. Extensive wetlands are located very close to the sandy beach. Inside the fence, each nest receives an individual screen fence, where recently emerged hatchlings are temporarily retained and then released after data collection. Occasionally some of the hatchlings escape from the protection screens.

On several occasions the presence of *Bufo jimi* inside the hatchery was noted, never more than one specimen at a time. In February 2003, attempted predation on *C. caretta* hatchlings by *B. jimi*, was observed, when over 20 hatchlings of *C. caretta* and *Eretmochelys imbricata* escaped from the protective screens and dispersed through the hatchery. A toad, using a sit-and-wait strategy, was observed attempting to capture several turtle hatchlings. It appeared to have no success in swallowing them; all the captured hatchlings were released after the ingestion attempts and no successful predation was observed. However, the *B. jimi* specimen was then captured and sacrificed; necropsy and examination of stomach contents revealed a *C. caretta* hatchling with a straight-line carapace length of 46 mm. In January 2004, another *B. jimi* specimen was found inside the hatchery, beside one of the nests, where there was a retained *C. caretta* hatchling. This time, there were no dispersed turtle hatchlings in the hatchery. This toad was also captured and sacrificed and necropsy revealed one *C. caretta* hatchling in the stomach (no suitable measurements were possible due to carapace damage caused by digestion).

The area where this hatchling predation occurred is located 20 m away from the natural Loggerhead nesting sites. The artificial concentration of nests in a single place (hatchery), and the closeness of wetlands, providing a suitable environment for the reproduction of *B. jimi*, creates a synergism that requires additional care in local management of Loggerhead Seaturtles.

The *B. jimi* specimens were deposited at Museu Nacional do Rio de Janeiro (MNRJ 30804) and Museu de Biologia Mello Leitão (MBML 3670); the ingested *C. caretta* were deposited at Museu de Biologia Mello Leitão (MBML 1706-07).

AKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to Ulisses Caramaschi, for the identification of MNRJ 3804 specimen and Célio F. B. Haddad, Luciano S. Soares and Gustave G. Lopez for reviewing the manuscript. Projeto TAMAR-IBAMA is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and is officially sponsored by PETROBRAS.

Submitted by THIAGO ZAGONEL SERAFINI1, ANTONIO DE PADUA ALMEIDA2 and MARIENE FRANCINE LIMA1, 1Projeto TAMAR-IBAMA, Base de Arembepe, Cx Postal 2219 – Rio Vermelho, Salvador, Bahia, CEP 40223-970, thiago@tamar.org.br, mariene@tamar.org.br; 2Projeto TAMAR-IBAMA, Reserva Biológica de Comboios, S/N, Cx Postal 105, Linhares, Espírito Santo, CEP 29900-970, tonim@tamar.org.br.

HEMOGRAMA E DETERMINAÇÃO DA PROTEÍNA PLASMÁTICA TOTAL DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758), CRIADAS EM CATIVEIRO, PRAIA DO FORTE, MUNICÍPIO DE MATA DE SÃO JOÃO-BAHIA

Thaís Torres Pires[1], Gonzalo Rostan[1] e José Eugênio Guimarães[2]

1- Projeto Tamar-Ibama* – Av. Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João/BA – Brasil,

2- Departamento de Patologia e Clínicas – Hospital de Medicina Veterinária – Escola de Medicina Veterinária/UFBA, Salvador/BA - Brasil .

* O Projeto TAMAR é um programa do IBAMA, cooadministrado pela Fundação Pro-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.

Thaís Pires; Thais.vet@tamar.org.br
Endereço: Cx. Postal 2219 Rio Vermelho, CEP: 40223-970 – Salvador - Ba.

HEMOGRAMA E DETERMINAÇÃO DA PROTEÍNA PLASMÁTICA TOTAL DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758), CRIADAS EM CATIVEIRO, PRAIA DO FORTE, MUNICÍPIO DE MATA DE SÃO JOÃO-BAHIA

HEMATOLOGIC EXAMINATION AND TOTAL PROTEIN TEST VALUES OF SEA TURTLES OF SPECIES *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758), IN CAPTIVITY, FROM PRAIA DO FORTE, MATA DE SÃO JOÃO-BAHIA

INTRODUÇÃO

A avaliação hematológica é de grande valor na investigação de doenças em répteis, assim como possivelmente pode mostrar alterações fisiológicas entre animais de vida livre e aqueles criados em cativeiro (DIVERS et al., 1996). Contudo, são poucas as informações de valores sanguíneos para as tartarugas marinhas onde a maior parte dos estudos apresenta um número reduzido de parâmetros bioquímicos baseados em uma pequena quantidade de amostras de animais em cativeiro ou de histórico desconhecido (BOLTEN & BJORNDAL, 1992).

Fatores como idade, tamanho, sexo, estação do ano, saúde, habitat e dieta podem afetar os parâmetros hematológicos, tanto em tartarugas marinhas como em répteis de maneira geral, dificultando o estabelecimento de valores sanguíneos de referência e comparações entre indivíduos e populações (FRAIR, 1977b; WOOD & EBANKS, 1984; GOTTDENKER & JACOBSON, 1995). Embora a literatura apresente alguns trabalhos publicados sobre valores hematológicos para estes animais, é difícil o uso dessas informações em estudos comparativos, devido aos métodos de coleta e manipulação das amostras, processamento das mesmas e dos diferentes métodos empregados na análise bioquímica, que variam muito entre esses trabalhos (BOLTEN et al., 1992). Além disso, as descrições das características morfológicas de células sanguíneas de quelônios marinhos são limitadas (WORK et al, 1998).

Com a necessidade crescente de avaliação do estado de saúde em tartarugas marinhas, para ser possível a manutenção de animais saudáveis em cativeiro e para reabilitação de indivíduos de vida livre, se faz necessário um maior empenho com estudos relacionados aos meios de diagnósticos, onde a avaliação hematológica possui grande destaque.

O presente trabalho propõe a realização do hemograma e determinação da proteína plasmática total em tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta* criadas em cativeiro, obtendo-se assim valores médios dos

constituintes que compõem o eritrograma, leucograma, assim como de trombócitos e dessa proteína, que possam posteriormente ser utilizados como dados auxiliares para o diagnóstico clínico desses animais. Ressalta-se aqui a importância desses valores hematológicos no tratamento de animais de vida livre, que por se tratar de uma espécie vulnerável à extinção, a reintrodução na natureza desses indivíduos comprovadamente saudáveis, através dessa avaliação, é de grande valor para os projetos de conservação. Portanto, torna-se imprescindível a realização de pesquisas que visem a determinação de valores hematológicos considerados normais para essa espécie no Brasil, especificamente na Bahia.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram estudadas amostras de oito tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta*, clinicamente saudáveis, provenientes do Projeto TAMAR-Ibama, Centro de visitantes da base de Praia do Forte, Município de Mata de São João - Bahia, sendo deste total, sete fêmeas e um macho, mantidos em viveiros desde o nascimento. A média de peso dos animais foi de 114,4 Kg e o comprimento curvo de casco de 93,6 cm, enquanto que a idade variou entre 12 e 16 anos.

Cinco mililitros de sangue de cada animal foram coletados no seio cervical dorsal por ser considerado superior aos outros procedimentos para colheita de sangue em tartarugas marinhas, reduzindo o estresse e o risco de danos permanentes, sendo a contenção dos animais realizada de acordo com as recomendações de OWENS & RUIZ (1980).

As amostras foram acondicionadas em tubos de ensaio contendo heparina, anticoagulante de escolha para as avaliações hematológicas em quelônios (PAGE & MAUTINO, 1990; BOLTEN et al., 1992; KNOTKOVA, 2002). O material biológico colhido foi enviado e processado no Laboratório de Patologia Clínica do Hospital de Medicina Veterinária da Escola de Medicina Veterinária da UFBA, onde o volume globular foi determinado em tubos microcapilares, segundo a técnica descrita por JAIN (1986), enquanto que os valores de concentração de hemoglobina foram obtidos pelo método de cianometahemoglobina, através de kit comercial. As contagens de eritrócitos e leucócitos foram realizadas manualmente em Câmara de Neubauer tendo como diluente a solução de Natt e Herrick. A contagem diferencial de leucócitos e a determinação do número de trombócitos foram estabelecidas em esfregaços sanguíneos confeccionados no momento da colheita das amostras sendo coradas pelo método panótico, segundo a técnica de Rosenfeld, descrita por BIRGEL et al. (1983). A determinação da proteína plasmática total foi realizada por refratometria. Através das variáveis do eritrograma estabeleceu-se matematicamente os índices hematimétricos: volume globular médio (VGM), hemoglobina globular média

(HGM) e concentração de hemoglobina globular média (CHGM), expressos em fentolitro (fl), picograma (pg) e porcentagem (%), respectivamente.

Devido ao número reduzido de amostras, foram calculadas médias, desvio padrão, valor mínimo e máximo e mediana de todas variáveis analisadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios, desvios-padrão, valores máximo e mínimo e a mediana das variáveis do hemograma e da proteína plasmática total encontram-se na tabela 01.

Tabela 01: Média, desvio padrão, valor máximo, valor mínimo, mediana dos valores hematológicos e de proteína plasmática total de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta (n = 8), criadas em cativeiro, Salvador – BA. 2003.

Parâmetro Hematológico	Média	Desvio Padrão	Valor Máximo	Valor Mínimo	Mediana
Volume Globular (%)	33,12	2,35	37	29	33
Hemoglobina (g/dl)	8,65	0,80	10,32	7,7	8,56
Número de Hemácias (µl)	275.000	28.030,59	315.000	240.000	272.500
Volume Globular Médio (fl)	1.214,36	131,99	1.333,33	920,63	1.247,64
Hemoglobina Globular Média (pg)	317,12	38,66	357,20	244,44	322,29
Concentração de Hemoglobina Globular Média (%)	26,10	1,21	27,89	24,08	26,28
Número de Leucócitos Totais (µl)	3.656	963,04	5.250	2.000	3.500
Heterófilos (%)	59,38	16,27	85	40	56
Heterófilos (µl)	2.156,87	703,49	2.790	960	2.368,75
Eosinófilos (%)	10,38	6,32	23	3	11
Eosinófilos (µl)	366,88	216,44	747,50	97,50	385
Basófilos (%)	0,13	0,35	1	0	0
Basófilos (µl)	2,50	7,07	20	0	0
Linfócitos (%)	29,25	17,12	51	10	29,5
Linfócitos (µl)	1.110,94	783,61	2.205	350	915
Monócitos (%)	0,88	2,10	6	0	0
Monócitos (µl)	19,06	42,34	120	0	0
Número de Trombócitos (µl)	10.968,13	3.109,19	15.555	8.120	9.545
Proteína Total (g/dl)	6,5	0,83	8,0	5,6	6,5

Ao se analisar os resultados obtidos para a variável volume globular, em tartarugas cabeçudas, constatou-se que estes estão de acordo com a literatura consultada. O valor médio encontrado neste estudo foi de 33,12% (± 2,35), sendo que LUTZ & DUNBARCOOPER (1987) determinaram uma média de 35,4%, para animais desta mesma espécie. Já, para a tartaruga verde (Chelonia mydas), BOLTEN & BJORNDAL (1992) e AGUIRRE et al. (1995) obtiveram valores de 35,2% e 31,2% para essa variável, respectivamente. Entretanto, estes valores são inferiores àqueles obtidos por WOOD & EBANKS (1984) que encontraram valores de 45%, esses autores verificaram ainda, não haver diferença significativa entre sexos para valores desta variável, e que os mesmos parecem aumentar com a idade. Além disso, há que se ressaltar que fatores como dieta, saúde, exercício, hormônio circulante, temperatura e estresse podem afetar o VG de tartarugas mantidas em cativeiro. Desataque-

se também que algumas doenças como infecções do plastrão, hemorragias prolongadas, deficiências nutricionais ou inanição, podem ser relacionadas à sua diminuição, atingindo nestes casos, valores abaixo de 20% (FRAIR, 1977a).

A concentração de hemoglobina apresentou valor médio de 8,65 g/dl (± 0,80), valor semelhante ao obtido por AGUIRRE et al (1995) de 8,54 g/dl, que trabalharam com a tartaruga verde. Mas, foi inferior ao encontrado por WOOD & EBANKS (1984) de 10,6 g/dl que utilizaram também a espécie Chelonia mydas.

A média da contagem de eritrócitos encontrada neste trabalho foi de 275.000/µl (± 28.030,59), sendo inferior aquela alcançada por WHITAKER & KRUM (1996) de 390.000/µl, o que pode ser justificado pela pouca idade dos animais avaliados por estes autores. Este fato também foi obtido por WOOD & EBANKS (1984) e AGUIRRE et al. (1995) que citam valores de 341.000/µl e 480.000/µl respectivamente, contudo a espécie em estudo foi a Chelonia mydas, possivelmente em condições alimentares de manejo diferentes às empregadas nesta pesquisa.

Os cálculos dos índices hematimétricos volume globular médio (VGM) e hemoglobina globular média (HGM) mostraram discrepâncias ao serem comparados aos obtidos por AGUIRRE et al (1995) para a Chelonia mydas. Valores de 725 fl (± 131,99) e 198,18 pg (± 38,66), foram obtidos neste trabalho, enquanto que aqueles obtiveram um VGM de 1.214,36 fl e HGM de 317,12 pg, respectivamente. Já, o valor da concentração de hemoglobina globular média (CHGM) de 26,10%(± 1,21) foi bem próximo ao encontrado por esses autores, de 27,50%.

O valor médio do número de trombócitos (Fig. 01) de 10.968,13/µl (± 3.109,19) foi bem parecido àquele obtido por WOOD & EBANKS (1984) de 11.520/µl, para tartaruga verde. Estes autores citam que a variável parece não ter correlação com idade ou sexo.

A contagem total de leucócitos, de 3.656/µl (± 963,04) se diferenciou da média observada na literatura consultada, onde WOOD & EBANKS (1984) demonstraram valores de 32.000/µl e AGUIRRE et al (1995) de 9.340/µl, porém para a tartaruga verde. Outro ponto a ser lembrado é que a população em estudo neste trabalho é composta principalmente por fêmeas, que devido à presença de hormônios, como a gonodotrofina e esteróides sexuais, normalmente apresentam contagens inferiores às do macho, segundo (WOOD & EBANKS, 1984). A contagem diferencial de leucócitos, com os seguintes valores relativos: heterófilos (Fig. 02) 59,37% (± 16,27), eosinófilos (Fig. 03) 10,38% (± 6,32), basófilos 0,13% (± 0,35), linfócitos (Fig. 04) 29,25% (± 17,12), monócitos (Fig. 05) 0,88% (± 2,10), mostrou-se em desacordo com a literatura citada, porém mesmo entre os autores citados há valores distintos entre si, possivelmente devido à grande variação entre indivíduos da mesma faixa

etária (WOOD & EBANKS, 1984), à dificuldade de classificação dos leucócitos, que possuem morfologia variável, entre os répteis em geral (KNOTKAVA, et al, 2002), além da difícil diferenciação entre linfócitos e trombócitos (ALLEMAN et al, 1992; WORK et al, 1998).

A determinação da proteína plasmática total, com média de 6,5 g/dl (±0,83) é relativamente alta quando comparada àquela obtida por BOLTEN & JACOBSON (1992), em trabalho realizado com a espécie Caretta caretta,e AGUIRRE et al (1995), assim como para a espécie Chelonia mydas, de 4,1 e 4,32 g/dl, respectivamente. Essa diferença pode ter sido causada pelos métodos utilizados, já que os primeiros autores realizaram a técnica de auto análise, enquanto que neste trabalho foi a da refratometria.

CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos conclui-se que dos parâmetros avaliados neste trabalho o volume globular, a concentração de hemoglobina, a concentração de hemoglobina globular média (CHGM) e o número de trombócitos, não divergiram de grande parte da literatura consultada. Enquanto que os valores da contagem de eritrócitos, volume globular médio (VGM) e hemoglobina globular média (HGM) foram inferiores aos obtidos pelos autores consultados. As contagens total e diferencial de leucócitos variaram bastante em relação a literatura consultada. A determinação da proteína plasmática total teve um valor superior àqueles citados pela literatura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AGUIRRE, A. A.; BALAZS, G. H.; SPRAKOR, T. R.; GROSS, T. S. Adrenal and hematological responses to stress in juvenile green turtles, Chelonia mydas, with and without fibropapillomas. **Phisiologycal Zoology**, v. 68, n. 5, p. 831 - 854, 1995.

2. ALLEMAN, A. R.; JACOBSON, E. R.; RASKIN, R. E. Morphologic and cytochemical characteristics of blood cells from desert tortoise (Gopherus agassizii). **American Journal of Veterinary Research**, v.53, n. 9, p. 1645 - 1651, 1992.

3. BIRGEL, E. H.; LARSSON, M. H. A.; HAGIWARA, M. K.; VASCONSELOS, S. A.; LARSSON, C. E.; OGASSAWARA, S. BENESI, F. J. **Patologia clínica veterinária**. São Paulo: Sociedade Paulista de Medicina Veterinária, 1983. 260p.

4. BOLTEN, A. B.; BJORNDAL, K. A. Blood profiles for a wild population of green turtles (Chelonia mydas) in the southern Bahamas: size-espcific and sex-specific relationships. **Journal of Wildlife Diseases**, v. 28, n. 3, p. 407 - 413, 1992.

5. BOLTEN, A. B.; JACOBSON, E. R.; BJORNDAL, K. A. Effects of anticoagulant and autoanalyzer on blood biochemical values of loggerhead sea turtle (Caretta caretta). **American Journal of Veterinary Research**, v. 53, n. 12, p. 2224 - 2227, 1992.

6. CAMPBELL, T. W. Clinical pathology. In: MADER, D. R. **Reptile Medicine and Surgery**. Philadelphia: W. B. Saunders Company, 1996. p. 248 - 257.

7. DIVERS, S. J.; REDMAYNE, G.; AVES, K. Haematological and biochemical of 10 green iguanas (Iguana iguana). **The Veterinary Record**, v. 138, n. 3, p. 203 - 205, 1996.

8. FRAIR, W. Turtles red blood cell packed volumes, sizes, and numbers. **Herpetologica**, v. 33, n.2, p. 167 - 190, 1977.

9. _____. Sea turtle red blood cell parameters correlated with carapace lengths. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 56A, n. 4, p. 467 - 472, 1977b.

10. FRAIR, W; SHAH, B. K.. Sea turtle blood serum protein correlations with carapace lengths. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 73A, n. 3, p. 337 - 339, 1982.

11. GOTTDENKER, N. L.; JACOBSON, E. R. Effect of venipuncture sites on hematological and clinical biochemical values in desert tortoises (Gopherus agassizii). **American Journal of Veterinary Research**, v.56, n. 1, p. 19 - 21, 1995.

12. JAIN, N.C. **Schalm's veterinary hematology**. 4 ed. Philadelphia: Lea & Febiger, 1986. 1221p.

13. KNOTKAVA, Z.; DOUBEK, J.; KNOTEK, Z.; HAJKOVA, P. Blood cell morphology and plasma biochemistry in Russian tortoises (Agrionemys harsfieldi). **Acta Vet. B.R.N.O**., v. 71, n. 2, p. 191 - 198, 2002.

14. LUTZ, P. L.; DUNBAR-COOPER, A. Variations in the blood chemistry of the loggerhead sea turtle, Caretta caretta. **Fishery Bulletin**, v. 85, n. 1, p. 37 - 43, 1987.

15. OWENS, D. W.; RUIZ G. J. New methods of obtaining blood and cerebrospinal fluid from marine turtles. **Herpetologica**, v. 36, n.1, p.17 - 20, 1980.

16. PAGE, C. D.; MAUTINO, M. Clinical management of tortoise. **Compendium on Continuing Education for the Practicing Veterinarian**, v. 12, n. 2, p. 221 - 228, 1990.

17. WHITAKER, B. R.; KRUM, H. Medical management of sea turtles in aquaria. In: FOWLER, M. E.; MILLER, R. E. **Zoo & Wild animal medicine**. v.4. Filadelfia: W. B. Saunders Company, 1999. p. 217 - 231.

18. WOOD, F. E.; EBANKS, G. Blood cytology and hematology of the green sea turtle, Chelonia mydas. **Herpetologica**, v. 40, n.3, p.331 - 336, 1984.

19. WORK, T. M.; RASKIN R. E.; BALAZS, G. H.; WHITTAKER, S. D. Morphologic and cytochemical characteristics of blood cells from Hawaiian green turtles. **American Journal of Veterinary Research**, v.59, n. 10, p. 1252 - 1257, 1998.

RESUMO

Com objetivo de obter valores dos parâmetros do hemograma e de proteína plasmática total, de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta criadas em cativeiro, foram coletados cinco mililitros de sangue através de venipunção do seio cervical dorsal de oito animais daquela espécie, sendo utilizado como anticoagulante a heparina. Os achados hematológicos mostraram valores médios de eritrócitos de 275.000/µl (±28.030,59), volume globular de 33,12% (±2,35), concentração de hemoglobina de 8,65 g/dl (±0,80), enquanto que os índices hematimétricos encontrados foram de 725 fl (± 131,99) para volume globular médio (VGM), 198,18 pg (± 38,66) para hemoglobina globular média (HGM) e de 26,10% (± 1,21) para concentração de hemoglobina globular média (CHGM). No leucograma a média do número total de leucócito foi de 3.656/µl (±963,04), e os valores médios relativos da contagem diferencial de leucócitos foram de 59,38% (±16.27) para heterófilos, 10,38% (±6,32) para eosinófilos, 0,13% (±0.35) para basófilos, 29,25% (±17,12) para linfócitos e 0,88% (±2,10) para monócitos, sendo os valores absolutos de 2.156,87/µl (±703,49); 366,88/µl (±216,44); 2,50/µl (±7,07); 1.110,94/µl (±783,61) e 19,06/µl (± 42,34), respectivamente. O valor médio de trombócitos encontrado foi igual a 10.968,13/µl (±3.109,19) e a determinação de proteína total teve uma média de 6,5 g/dl (±0,83). Das variáveis analisadas, a contagem de eritrócitos, o volume globular médio, a hemoglobina globular média e as contagens total e diferencial de leucócitos apresentaram valores diferentes para a espécie em questão, quando comparadas com a literatura consultada.

UNITERMOS: hemograma, proteína plasmática total, tartaruga marinha, cabeçuda.

ABSTRACT

With the purpose in obtaining measurable parameters of hematologic examination and total protein test values of eight sea turtles of species *Caretta caretta* in captivity, 5mL of blood were collected from dorsal cervical sinus using heparin as anticoagulant. The results showed average amounts of erythrocytes of 275.000/µl (±28.030,59), packed cell volume of 33,12% (±2,35), hemoglobin concentration of 8,65 g/dl (±0,80), while the erythrocytic indexes were 725 fl (± 131,99) for mean corpuscular volume (MCV), 198,18 pg (± 38,66) for mean corpuscular hemoglobin (MCH) and 26,10% (± 1,21) for mean corpuscular hemoglobin concentration (MCHC). The leukocyte response showed an average of WBC counting of 3.656/µl (±963,04), and the average numbers relating to the leukocyte count were 59,38% (±16.27) for heterophils, 10,38% (±6,32) for eosinophils, 0,13% (±0.35) for basophils, 29,25% (±17,12) for lymphocytes and 0,88% (±2,10) for monocytes, being those absolute values of 2.156,87/µl (±703,49); 366,88/µl (±216,44); 2,50/µl (±7,07); 1.110,94/µl (±783,61) e 19,06/µl (± 42,34), respectively. The average amount of trombocytes found equaled 10.968,13/µl (±3.109,19) and the total protein finding of an average 6,5 g/dl (±0,83). Of all variables analyzed, the erythrocytes count, the mean corpuscular volume, the mean corpuscular hemoglobin and all leukocyte counts presented different values for the relevant species when compared to published literature.

KEY WORDS: hematologic examination, total protein test, sea turtles, loggerhead.

Arq. Bras. Med. Vet. Zootec., v.58, n.4, p.550-555, 2006

Learedius learedi Price 1934 (Digenea, Spirorchiidae) in *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) in Brazil: case report

[Learedius learedi *Price 1934* (*Digenea, Spirorchiidae*) *em* Chelonia mydas *Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) no Brasil: relato de caso*]

M.R. *Werneck*[1], J.H. *Becker*[1], B.G. *Gallo*[1], R.J. *Silva*[2]

[1]Fundação Pró-Tamar
Rua Antonio Athanazio, 273
11680-000 - Ubatuba, SP
[2]Instituto de Biociências - UNESP, Botucatu, SP

ABSTRACT

This study reports the occurrence of *Learedius learedi* Price 1934 (Digenea, Spirorchiidae) in *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) in Brazil. Eleven animals were included in this study, 54.6 % of them were parasitized. Two hundred and fifty five parasite specimens were recovered from heart, liver, spleen, lungs, kidneys, mesenterium, and body wash. Results contribute to the knowledge about the helminthofauna of marine chelonian and their geographical distribution. This is the first report of *L. learedi* in the Southwestern Atlantic.

Keywords**:** *Learedius learedi*, Spirorchiidae, *Chelonia mydas*, Chelonidae, new host

RESUMO

Relata-se a ocorrência de Learedius learedi *Price 1934 (Digenea, Spirorchiidae) em* Chelonia mydas *Linnaeus 1758 (Testudines, Chelonidae) no Brasil. Onze animais foram examinados e destes, 54,6% estavam parasitados. Duzentos e cinqüenta e cinco exemplares de* L. learedi *foram recuperados de órgãos (coração, fígado, baço, pulmões, rins, mesentério) e do lavado corporal dos animais. Os resultados contribuem para o conhecimento da helmintofauna de quelônios marinhos e sua distribuição geográfica. Este é o primeiro registro da ocorrência de L. learedi na região do Atlântico Sul Ocidental.*

Palavras-chave: Learedius learedi, Chelonia mydas, *Spirorchiidae, Chelonidae, novo hospedeiro*

INTRODUCTION

The family Spirorchiidae Stunkard 1921 includes a group of trematodes which inhabit the circulatory system of turtles. This family has 100 species grouped in 19 genera (Smith 1997; Platt 2002).

Ten genera of the Spirorchiidae family are described in sea turtles (Platt, 2002). They are found in regions of the Atlantic and Northern Pacific Oceans (Wolker et al., 1982; Aguirre et al., 1998), Caribbean (Dyer et al., 1991), Central America (Inohuye-Rivera et al., 2004), and Australia (Glazebrook et al., 1989).

Recebido em 10 de janeiro de 2006
Aceito em 3 de julho de 2006
E-mail: max@tamar.org.br

Despite the wide geographical distribution and the large number of trematode species in the family Spirochiidae, there is no report of their presence in the Southwestern Atlantic. The objective of this study was to report the occurrence of *Learedius learedi* Price 1934 in specimens of *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 in Brazil.

CASE DESCRIPITIONS

The study included 11 juvenile *C. mydas* specimens (mean curvilinear carapace length 37.8cm; mean weight 6.2 kg) from Ubatuba, Northern coast of São Paulo State. The animals were found dead or died at the TAMAR-IBAMA Project Marine Sea Turtle Rehabilitation Center between June and August 2005. Eight animals were found dead after contact with fishing and three were caught floating near the coast.

Necropsies were performed according to Wyneken (2001). After opening the celomatic cavity, heart, spleen, liver, mesenterium, lungs and kidneys, and body wash from each animal were collected and processed according to Snyder and Clopton (2005) adapted technique, recovering the helminthes in a sedimentation flask instead of a separator funnel.

The recovered helminthes were fixed in AFA solution and stained with carmine. Morphometric analysis was performed, using the Leica Qwin Lite 3.1 computerized system. After identification, the specimens were deposited in the Helminthological Collection at the Instituto de Biociências at the Universidade Estadual Paulista (CHIBB-UNESP), Botucatu, State of São Paulo, Brazil (CHIBB n°s. 1208 to 1225).

Six (54.6%) of the 11 studied animals were parasitized by circulatory system trematodes. Two females were found alive but debilitated (thin, parasites/epibionts, close to death, without fibropapiloma tumors), and died during treatment. The other four, two females and two males, were found dead after contact with fishing. All the animals showed good body condition and only one had skin formations resembling fibropapiloma tumors.

The two debilitated animals were in poor condition, with color alterations all over the carcass (paleness); in one of these 1-2 mm diameter numerous dark linear nodules were seen on the serous surface of both small and large intestines (Fig.1 and 2). The others only showed respiratory lesions (emphysema and pulmonary edema), suggesting drowning.

Two hundred and fifty five trematodes were collected from the parasitized animals. These helminthes were collected from heart (47.4%), liver (3.5%), spleen (0.8%), right lung (12.5%), left lung (3.9%), right kidney (0.4%), left kidney (1.2%), mesenterium (1.2%), and body wash (29.1%). They belonged to the *L. learedi* species (Fig. 3). Their body were elongated, flattened, with rounded extremes and mild constriction at ventral sucker level. Tegumental spines and oral sucker terminal were present. Prepharynx and pharynx were absent. They showed long, narrow, sinuous esophagus with bulbous end; intestinal cecum bifurcated anterior to the ventral sucker, with a small anterior loop, ending in the body posterior end; pedunculated circular ventral sucker in the body equatorial region; numerous testes of variable shape (intercecal, pre-ovarian, and post ventral sucker); external transversally elongated pre-ovarian seminal vesicle; well developed cirrus sac with a small internal seminal vesicle; *pars prostatica* and ejaculatory duct; lobed ovary in the posterior region; short uterus; vitelline follicles extending from the cecal bifurcation to the body posterior region, fusiform eggs with unequal bipolar processes (Fig. 4) and terminal excretory pore. Tab. 1 shows morphometric data.



Figure 1. General view of a *Chelonia mydas* specimen with numerous dark linear nodules in both large and small intestines.



Figure 2. Detail of dark linear nodules on the serous surface of the small intestine of a *Chelonia mydas* specimen.

2006
1 2 3 4
5 6

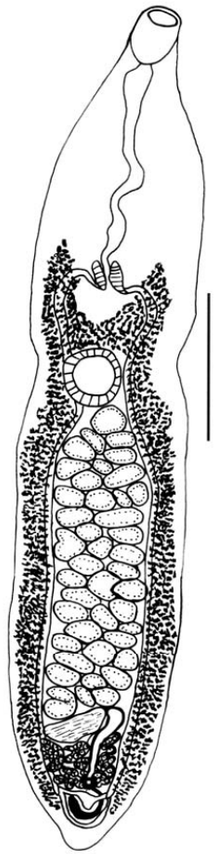


Figure 3. *Learedius learedii* (Digenea, Spirorciidae) specimen collected from a *Chelonia mydas* (Testudines, Chelonidae) in Brazil (bar = 1mm).

DISCUSSION

The *Learedius* genus includes five species: *L. learedi, L. similis* Price 1934*, L. europaeus* Price 1934*, L. orientalis* Mehra 1939, and *L. loochooensis* Takeuti 1942 (Smith 1997). However, Dyer et al. (1991) reported *L. learedi* and *L. orientalis* as synonymous, since the only difference between them was testicular morphology, which according to these authors would not justify their division. Inouhuye-Rivera et al. (2004) reported that *L. europaeus* is also synonymous with *L. learedi*. These data show that the taxonomy of this genus is still confusing.

Marine turtles have been reported as *Learedius* trematode hosts. *Learedius learedi* was found in *C. mydas, Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1766 (Glazebrook et al., 1989) and *Caretta caretta* Linnaeus 1758 (Wolke et al., 1982). These trematodes were reported in regions of the Atlantic and Northern Pacific Oceans (Wolker et al., 1982; Aguirre et al., 1998), Caribbean (Dyer et al., 1991), Central America (Inohuye-Rivera et al. 2004), and Australia (Glazebrook et al., 1989). There was no previous report of them in the Southwestern Atlantic, therefore this is the first finding for that region. These data contributes to the knowledge and geographical distribution of helminthofauna in marine chelonia.

The morphometric data from this study are in agreement with *L. learedi* (Price 1934; Caballero et al., 1955; Inohuye-Rivera et al., 2004). The only difference regarding the literature was a slightly longer cirrus sac. These may only be individual species variations and do not invalidate their identification.

Snyder and Clopton (2005) adapted technique was used to collect *L. learedi* specimens, substituting the separator funnel with a sedimentation flask. This facilitated the trematode collection. It was also observed that when heart was positive, other organs of the same animal could also be positive. However, when heart was negative, no other organ had the parasite. This suggests that heart is the main organ for analysis in this helminthiasis diagnosis.

No eggs were seen in the parasite uterus. However at necropsy performed on one animal, several tissue lesions contained a large quantity of eggs. Analysis of these eggs showed that their morphology was similar to *Learedius* trematodes (Wolke et al., 1982).

Data from this study contribute to the knowledge about the helminthofauna of marine chelonian and their geographical distribution.

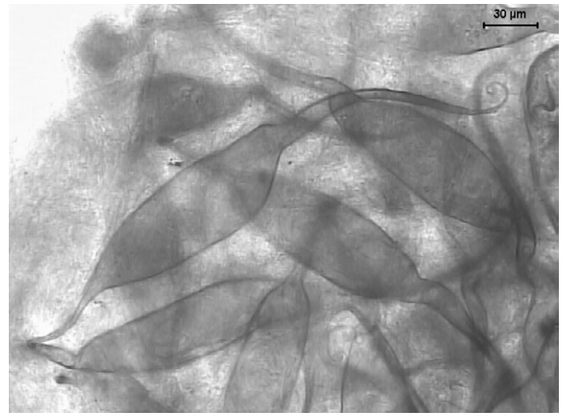


Figure 4. *Learedius learedii* (Digenea, Spirorciidae) egg collected from *Chelonia mydas* (Testudines, Chelonidae) in Brazil.

Table 1. Morphometric data of *Learedius learedi* (Digenea, Spirorchiidae) collected from *Chelonia mydas* specimens (Testudines, Chelonidae) in Brazil

Variable (n = 10)	Morphometric data (µm)		
	Mean	Minimum	Maximum
Total length	4,184.3	3,250.8	5,434.3
Width	920.8	681.1	1248.1
Oral sucker			
Length	318.3	287.9	365.3
Width	288.2	257.3	324.4
Acetabulum			
Length	463.8	445.2	498.6
Width	477.9	475.0	504.1
Acetabulum – oral sucker length ratio	1.5	1.3	1.6
Acetabulum – oral sucker width ratio	1.5	0.8	1.8
Esophagus			
Length	1233.0	1007.4	1379.6
Width	85.4	44.0	128.7
Esophagus bulb			
Length	278.0	212.4	382.5
Width	176.2	113.4	313.6
Distance from genital atrium to posterior end	389.8	300.2	507.9
Testis			
Number	30	26	36
Length	138.5	54.3	301.2
Width	107.4	54.6	171.5
Cirrus pouch			
Length	654.6	515.1	813.7
Width	76.0	41.0	117.2
Seminal vesicle			
Length	277.6	160.1	486.5
Width	106.7	20.3	170.0
Ovary			
Number of lobes	7	6	8
Length	349.0	231.7	440.2
Width	330.0	274.7	436.3
Eggs			
Length	334.3	279.1	356.2
Width	51.9	44.3	60.2

2006
1 2 3 4
5 6

AKNOWLEDGEMENTS

Projeto TAMAR is officially sponsored by Petrobrás. The authors wish to express their thanks to Paula Baldassin and Cecília Baptistotte for critical reading and suggestions to improve the manuscript.

REFERENCES

AGUIRRE, A.A.; SPRAKER, T.R.; BALAZS, G.H., et al. Spirorchidiasis and fibropapilomatosis in green turtles from the Hawaiian islands. *J. Wildl. Dis.*, v.34, p.91-98, 1998.

CABALLERO, C.E.; DIAZ, M.C.Z.; GROCOTT, R.G. Helmintos de la Rebública de Panamá. XV. Trematódeos de *Chelone mydas* (L.), tortuga marina comestible del Océano Pacífico del Norte 2º. Parte. *An. Inst. Biol.*, v.26, p.149-191, 1955.

DYER, W.G.; WILLIAMS, E.H.; BUNKLEY-WILLIAMS, B. Some digeneans (Trematoda) of the green turtle, *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) from Puerto Rico. *J. Helminthol. Soc. Washington*., v.58, p.176-180, 1991.

GLAZEBROOK, J.S.; CAMPBELL, R.S.F.; BLAIR, D. Studies on cardiovascular flukes (Digenea: Spirorchiidae) infections in sea turtles from the Great Barrier Reef, Quensland, Australia. *J. Comp. Pathol.*, v.101, p.231-250, 1989.

INOHUYE-RIVERA, R.; CORDEIRO-TAPIA, A.; ARELLANO-BLANCO, et al. *Learedius learedi* Price, 1934 (Trematoda: Spirorchiidae), in black turtle (*Chelonia mydas agassizii*) hearts from Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Comp. Parasitol.*, v.71, p.37-41, 2004.

PLATT, T.R. Family spirorchiidae Stunkard. In: GIBSON, D.I.; JONES, A.; BRAY, R.A. (Eds.). *Keys to the Trematoda*. London: CABI Publishing, 2002. p.453-467.

PRICE, E.W. New genera and species of blood flukes from a marine turtle, with key to the genera of the family Spirorchiidae. *J. Washington Acad. Sci.*, v.24, p.132-141, 1934.

SMITH, J.W. The blood flukes of cold-blood vertebrates. *Helminthol. Abstr.*, v.66, p.255-294, 1997.

SNYDER, S.; CLOPTON, R. New methods for the collection and preservation of spirorchiid trematodes and Polystomatid monogeneus from turtles. *Comp. Parasitol.*, v.72, p.102-107, 2005.

WOLKE, R.E.; BROOKS, D.R.; GEORGE, A. Spirorchidiasis in Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). Pathology. *J. Wildl. Dis.*, v.18, p.175-185, 1982.

WYNEKEN, J. *The anatomy of sea turtle*. U.S. Department of Commerce NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470, 2001. 172p.

Order: 200 **Abstract ID:** 1601 **Type:** Poster **Subject:** Ecology and Evolutionary Biology

NEW MTDNA DLOOP PRIMERS WHICH WORK FOR A VARIETY OF MARINE TURTLE SPECIES MAY INCREASE THE RESOLUTION OF MIXED STOCK ANALYSES

Alberto Abreu-Grobois[1], Julia Horrocks[2], Angela Formia[3], Peter Dutton[4], Robin LeRoux[4], Ximena Vélez-Zuazo[5], Luciano Soares[6], and Peter Meylan[7]

[1] Laboratorio de Genética, Unidad Académica Mazatlán, Inst. de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Mazatlán, Sinaloa, Mexico
[2] Dept. Biological and Chemical Sciences, University of the West Indies, Cave Hill Campus, Bridgetown, St. Michael, Barbados
[3] Dpt. Biologia Animale e Genetica, Universita di Firenze, Firenze, Italy
[4] National Marine Fisheries Service, Southwest Fisheries Science Center, San Diego, California, USA
[5] Univ. of Puerto Rico, Rio Piedras, Viejo San Juan, San Juan, Puerto Rico
[6] TAMAR, Projeto Tamar, Rio Vermelho, Salvador, Bahia, Brasil
[7] Eckerd College, Natural Sciences, St. Petersburg, Florida, USA

Identification and monitoring of population units in marine turtle populations using molecular markers, particularly in foraging habitats where multiple stocks aggregate, has become one of the most critical aspects of conservation management at a regional level. In some regions such as the Wider Caribbean, where more than 30 countries share management responsibilities for multiple marine turtle stocks, the distinction of populations is even more crucial. The current, widely used mtDNA dloop PCR primers generate segments of about 380 to 510 bp's in length and, although effective in distinguishing major rookeries in the earlier genetic surveys, they have become too limited in their resolution as the number of candidate source rookeries increases and the amount of haplotype frequency overlap more widespread. We have increased the number of dloop bases produced by PCR with two new sets of primers (LCM15382/H950 and LTEi9/H950) which amplify about 880 bp's and have been found by various laboratories to successfully amplify hawksbill, olive ridley, loggerhead and green turtle DNA. For hawksbills, so far, we have found a significant number of additional variable sites in the extended region which may aid in resolving some of the ambiguities in mixed stock analyses. Suitability of the primers across species and the extent of variability across the entire amplified segment are presented as well as a discussion of differences among species.

Acknowledgments: We gratefully acknowledge travel support from Disney Animal Kingdom, Western Pacific Regional Fisheries Management Council, US National Marine Fisheries Service, and US Fish and Wildlife Service through the Symposium Travel Committee.

A Tartaruga no Imaginário das crianças: O despertar da Conservação

INTRODUÇÃO

A comunidade de Ponta dos Mangues localiza-se entre os municípios de Brejo Grande e Pacatuba, no litoral Sergipano e tem uma população de cerca de mil (1.000) pessoas. O povoado abrange uma rica diversidade biológica e cultural, sendo rodeado pelos ecossistemas de restinga, manguezal, praias, lagoas e dunas e banhado por um dos braços do Rio São Francisco. Alem disso, há uma fauna diversa composta de peixes, camarões, aratus, siris, ostras, garças, sendo também um importante local de reprodução das tartarugas marinhas no Brasil. (TAMAR-IBAMA, 2005) Muitas atividades da comunidade são orientadas por lendas populares e fenômenos da natureza. Há também alguns personagens do folclore popular presentes no cotidiano dos pescadores: Zumbis, Lobisomens, Fogos Corredores e outros. Nesse aspecto torna-se importante considerar "o sistema de representações, símbolos e mitos que essas populações constroem, pois é com base nele que agem sobre o meio (...), desenvolvem seus sistemas tradicionais de manejo" (DIEGUES, 2002).

A pesca é uma das principais atividades sócio-econômicas do povoado. Os pescadores utilizam diversos tipos de redes, sendo a camboa e a rede de espera de superfície as mais comuns. Praticam-se também a agricultura de subsistência e a comercialização do coco.

A pequena comunidade de pescadores conta com uma das três Bases do Projeto TAMAR em Sergipe desde 1981 (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). Antes de seu desmembramento, em 1992, a Base de Ponta dos Mangues fazia parte da Base de Pirambu (Silva et al., 2002). As praias monitoradas pela Base estão inseridas em uma Unidade de Conservação: a Reserva Biológica de Santa Isabel, criada em 1988 (Decreto 96.999/1988). Ao longo desses anos de existência, a equipe técnica da Base vem desenvolvendo trabalhos pontuais de Educação Ambiental com o intuito de divulgar e informar sobre as ações do Projeto, tais como exibições de vídeos nas escolas e na comunidade, Campeonato de Sinuca, de Zingado, comemorações de dias festivos (Dia das Crianças, Natal, dia do padroeiro local, etc.), apoio a apresentações culturais e fomento a cultura local (Quadrilha Junina, Grupos Folclóricos, Grupo de Crochê), dentre outros (TAMAR-IBAMA, 2005).

O Projeto surge como uma alternativa econômica para os pescadores que atuam como tartarugueiros no monitoramento das praias e na proteção das desovas, envolvendo-os no projeto de conservação.

Além disso, o Projeto TAMAR propicia um enorme contato com a comunidade, buscando envolvê-la nos programas de conservação. As crianças são fortes potencializadoras desse processo, visto que as mesmas mantêm uma relação significativa com a equipe do TAMAR e podem acompanhar algumas atividades de campo, tendo, assim, a oportunidade de compreender melhor o ciclo de vida das tartarugas e dos ecossistemas locais.

A integração da comunidade no processo de conservação tem sido desafiador e, como afirma Diegues, "torna-se, assim, necessário analisar o sistema de representações que indivíduos e grupos fazem de seu ambiente, pois é com base nelas que eles agem sobre o meio ambiente".

Analisando as atividades de Educação Ambiental realizadas ao longo desses anos pela Base de Ponta dos Mangues, buscando subsídios para a realização de trabalhos mais aprofundados e enxergando as crianças como potencializadoras do processo de compreensão e conservação do meio natural, desenvolveu-se um diagnóstico que buscou avaliar de forma simples o imaginário das crianças sobre as tartarugas, seus hábitats e costumes. Esse diagnóstico teve também como objetivo traçar um perfil prévio acerca das concepções das crianças, vendo a Educação Ambiental como "um elemento integrador (...) para fazer com que a comunidade tome consciência do fenômeno do desenvolvimento e suas implicações ambientais. Para tanto, [a educação ambiental] deverá servir para transmitir conhecimentos e desenvolver habilidades e atitudes que permitam ao homem atuar eficientemente no processo de manutenção do equilíbrio ambiental, de forma a manter a qualidade de vida condizente com suas necessidades e aspirações. (SEMA – Ministério do Interior, 1978 apud SATO, 2003)".

METODOLOGIA

Realizaram-se quinze (15) entrevistas com as crianças do povoado na faixa etária de oito (08) a treze (13) anos. As entrevistas apresentavam questões acerca das tartarugas marinhas, seus hábitos, hábitats, mitos, lendas e relações entre os homens e esse animal. As crianças foram escolhidas aleatoriamente dentre as que habitam o povoado, com a ressalva de estarem dentro da faixa etária anteriormente citada porque vêm vivenciando ao longo dos anos as atividades desenvolvidas pelo Projeto TAMAR.

As questões abordadas foram: 1. Onde vivem as tartarugas? 2. Quais as espécies de tartaruga que você conhece? 3. Ponta dos Mangues é um lugar que tem tartarugas marinhas. Você sabe o que elas vêm fazer aqui? 4. Você já viu filhotes de tartaruga? Onde? 5. Você já viu ovos de tartaruga? Onde? 6. Que animais comem as tartarugas? 7. O que não se pode fazer com as tartarugas? Por quê? 8. Que atividades o Projeto TAMAR faz em Ponta dos Mangues?
Algumas questões dentro da entrevista foram selecionadas como principais indicadoras do diagnóstico no sentido de subsidiar a compreensão do que pensam e apreenderam as crianças sobre as tartarugas e para que, a partir daí, possa-se traçar um programa de Educação Ambiental mais amplo e profundo. As questões são as de número 01, 03, 04 e 07.

DESENVOLVIMENTO

As entrevistas aplicadas serviram como base para compreensão do que pensam as crianças sobre as tartarugas e para que, a partir daí, possamos detectar um futuro alvo de ação.
A aplicação das entrevistas pôde detectar quão íntima é a relação das crianças com as tartarugas.

No que tange ao hábitat desses animais, as respostas dadas referiram-se sempre ao rio e ao mar, sendo que 86,7% mencionaram o mar. As respostas mostraram que as crianças têm uma compreensão do local onde estes animais habitam.

Sobre os tipos mais conhecidos de tartarugas, a análise das entrevistas mostra que as crianças conhecem melhor as duas espécies que mais ocorrem no litoral sergipano, a

oliva (Lepidochelys olivacea), citada treze (13) vezes e a cabeçuda (*Caretta caretta*), citada sete (07) vezes. As outras espécies foram mencionadas esporadicamente.

Um dado interessante refere-se à presença das tartarugas na costa de Ponta dos Mangues. Todas as crianças responderam que esses animais vêm aqui para desovar. Isto pode ser um reflexo das atividades desenvolvidas pelo Projeto e o envolvimento da comunidade nas mesmas, já que em Ponta dos Mangues a ação prioritária diz respeito ao manejo e conservação de desova pelas fêmeas.

As perguntas referentes ao contato das crianças com ovos e filhotes de tartarugas mostram que a maior parte delas (86,7%) tem ou teve alguma relação e que isso se deu na praia e nos cercados de incubação. Essa aproximação aconteceu devido ao fato do Projeto ter realizado soltura dos filhotes, levando as crianças para a praia a fim de vivenciar o momento no qual os mesmos são liberados ao mar.

Em relação à predação das tartarugas, as respostas apontaram crustáceos (caranguejos, siris e grauçás) (citados 13 vezes), raposas (citada cinco vezes) e peixes (citados cinco vezes) como os animais que as crianças vêem como os seus maiores predadores. Os seres humanos, em nenhum momento, foram citados como predadores das tartarugas uma vez que as crianças não os consideram como "animais". No entanto, quando questionados sobre o que não se pode fazer com as tartarugas, grande parte das crianças mencionou a matança (47,61%) e a utilização dos ovos pelo homem para alimentação (38,09%) como atitudes que não devem ser tomadas em relação aos animais. Matar tartarugas e comer seus ovos foram citados como os tipos mais comuns de interferência humana no trabalho de conservação. Fato interessante é que algumas crianças condicionaram essas atitudes a determinadas formas de punição, citando o IBAMA e a Polícia como os órgãos que inibem estas ações.

Sobre a visibilidade que o Projeto TAMAR tem na comunidade e as ações que o mesmo desenvolve, a maioria das crianças mencionou os trabalhos de conservação e manejo. Como a maioria das atividades de Educação Ambiental anteriormente realizadas não foram direcionadas para as crianças, não houve quaisquer registros das mesmas, fato que sugere a realização atividades efetivas, aprofundadas e consistentes na região.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise geral das entrevistas mostra que a relação das crianças com as tartarugas marinhas tem sido construída historicamente dentro da comunidade e que as mesmas têm uma boa compreensão do ciclo de vida dos animais e das atividades desenvolvidas pelo Projeto TAMAR dentro do povoado.

Porém, os resultados impulsionam a um trabalho de Educação Ambiental mais abrangente e sólido na comunidade, possibilitando a geração de indivíduos conscientes sobre a importância da preservação do animal em questão, bem como dos ecossistemas como um todo.

BIBLIOGRAFIA

DIEGUES, Antonio C. O mito moderno da natureza intocada – 4ª Ed. – São Paulo, SP: Annablume: Hucitec, 2002.

MARCOVALDI, M. Â. & MARCOVALDI, G. G. dei. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation, Washington. n.91. 1999.

OLIVEIRA, Vagner da Silva. Educação ambiental: uma visão dialético-cultural e de mobilização popular. Disponível em: www.aguaonline.com.br. Edição 172, 08/2003.

PRIMACK, Richard & RODRIGUES, E. Biologia da Conservação – 1ª Ed. – Londrina, PR: 2001.

SATO, Michèle. Educação Ambiental – 1ª Ed. – São Carlos, SP: Rima, 2003.

SILVA, A.C.C.D. da, CASTILHOS, J.C. de, ROCHA, D.A.S., OLIVEIRA, F.L.C., WEBER, M.I., BARATA, P.C.R.. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (Lepidochelys olivacea) in the State of Sergipe, Brazil, 1990/1991-2000/2001. 22° Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami-USA, 2002.

TAMAR-IBAMA. Relatório Técnico de Atividades Projeto TAMAR/Sergipe Temporada 2004/2005. ISSN 1677-986X. 2005.

HAWKSBILL TURTLES IN BRAZIL: PROJETO TAMAR-IBAMA, PRELIMINARY GENETIC AND TELEMETRY STUDIES.

Maria A. Marcovaldi[1*]
João Carlos Thomé[2]
Gustave G. Lopez [1]
Luciano S. Soares[1]

[1] Fundação Pró-Tamar, Caixa Postal 2219, Salvador, BA, 40223-970, Brazil.

E-mail: *neca@tamar.org.br

Fax – 55-71-3676/1067

[2] Centro Tamar-Ibama, Av. Paulino Muller, 1111 – Jucutuquara, Vitória - ES - 29042-571, Brazil.

The hawksbill sea turtle (*Eretmochelys imbricata*) is seen on both foraging and nesting areas Brazilian along the Brazilian coast. Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian sea turtle conservation program, has been working on nesting beaches since 1982, and on foraging grounds since 1992. To better understand the biology of hawksbills min Brazil, TAMAR has been developing both genetic and telemetry studies. These preliminary results are reported herein. The Mitochondrial DNA control region of foraging (n=93) and nesting (n=140) hawksbills, was sequenced producing ca.750pb. 17 distinct haplotypes were defined by 157 polymorphic sites. The nesting populations presented low genetic diversity indexes (h =0,52 $\pm$ 0,06 and π = 0,009 $\pm$ 0,005) with only 7 haplotypes. The juvenile foraging population in Fernando de Noronha Archipelago and Rocas Atoll presented 14 haplotypes, showing greater genetic diversity indexes (h =0,68 $\pm$ 0,02 and π =0,056 $\pm$ 0,03) including haplotypes that suggest connectivity with the Caribbean and west Africa. The Satellite Telemetry studies started on February 2005, and 6 out of the 15 tracked hawksbills are still transmitting. The Program STAT (*Satellite Tracking and Analysis Tool*) has been used to monitor the turtles, and daily data sent by the Argos system is analyzed. Maps to visualize the turtle's movements are produced after the received data has been filtered in order to provide quality information. Geographic references such as bathymetry are added to the individual maps enabling to track each turtle's migratory route. The hawksbills monitored have remained along the coast, distributing themselves throughout

the northeastern and northern Brazilian coast. A complete analysis will be made after the end of the data collection.

PRIMEIROS REGISTROS DE HAPLÓTIPOS DA REGIÃO CONTROLE DO DNAmit DE TARTARUGAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758) DE ÁREAS DE DESOVA NOS ESTADOS DO RIO DE JANEIRO E SERGIPE

Reis, EC*; Albano, RM**; Lôbo-Hajdu, G*; Marcovaldi, MA***; Soares, L***

* Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Biologia Celular e Genética, Universidade do Estado do Rio de Janeiro. est.cardinot@gmail.com

** Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Departamento de Bioquímica, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

*** Fundação Centro Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas, Projeto TAMAR-IBAMA.

Palavras-chave: Tartarugas marinhas; *Caretta caretta*; região controle do DNA mitocondrial; genética da conservação.

A tartaruga cabeçuda ou *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), pertencente à família Cheloniidae, é considerada espécie ameaçada de extinção pela CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna*), assim como pela NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*), e espécie vulnerável pela IUCN (*The World Conservation Union*) e pelo MMA (Ministério do Meio Ambiente). No Brasil, a espécie é encontrada do norte do litoral do Rio de Janeiro até o litoral do Ceará, sendo considerada a mais abundante em relação ao número de desovas, que ocorrem em maior concentração nas praias dos estados do Espírito Santo e Bahia. Ainda assim, faltam estudos detalhados da estrutura de suas populações. Dentro deste contexto, o presente estudo tem como objetivo caracterizar a estrutura genética das populações da bacia de Campos - RJ e Pirambu - SE, sendo este o primeiro projeto para tais bases do TAMAR-IBAMA. O conhecimento da diversidade haplotípica destas populações permitirá uma maior eficácia de manejo e conservação da espécie no Brasil e conseqüentemente contribuirá para uma maior proteção global destes animais. Foram analisados fragmentos de aproximadamente 420 pares de bases da região controle do DNA mitocondrial ou *D-loop* de 46 espécimes de *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). As amostrascorrespondem às temporadas de desova de 2004 e 2005. Fragmentos de tecido retirados a partir da nadadeira anterior destas tartarugas são mantidos em etanol 70% e enviados ao Laboratório de Genética Marinha (LGMar) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ). Neste laboratório, são efetuados os procedimentos de extração de DNA genômico total com tampão de lise contendo CTAB 2%, amplificação da região controle do DNAmit com *primers* específicos através da Reação em Cadeia da Polimerase (PCR) e purificação do produto amplificado com *GFX^{TM} PCR DNA and gel band purification kit* (GE Healthcare). O seqüenciamento das amostras purificadas é realizado em seqüenciador automático MegaBACE 1000 no Laboratório de Genoma do Centro Biomédico da mesma instituição. Após edição e análise das seqüências por programas computacionais, foram encontrados os haplótipos CC-A4 (93,48%), CC-A24 (2,17%) e um haplótipo aparentemente híbrido entre *Caretta caretta* e *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), que se convencionou chamar de CCxLO (4,35%). A ocorrência do possível hibridismo ocorreu em amostras provenientes de Sergipe, onde encontra-se a maior população de tartarugas olivas no país, e ocorre sobreposição das duas espécies durante o período de reprodução e desova. O haplótipo encontrado alinha com o haplótipo já descrito para a população de *L. olivaceas* que desova na região. Os resultados obtidos mostram semelhança estatística aos de Soares (2004) (P = 0,05), corroborando a hipótese de que as populações de *C. caretta* de áreas de desova do Brasil apresentam um perfil haplotípico distinto do das demais regiões do mundo.

Apoio financeiro: CENPES.
Colaboaração Científica: CENPES

DIVERSIDADE GENÉTICA DE TARTARUGAS CABEÇUDAS, *Caretta caretta* (REPTILIA: CHELONIDAE), CAPTURADAS INCIDENTALMENTE NO LITORAL SUL/SUDESTE DO BRASIL.

Vargas, SM[1], Lara-Ruiz, P[1]; Marcovaldi, M. A[2].; Soares, L[2]; Santos, FR[1]

[1] Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais.

[2] Fundação Pró-Tamar.

sarahmvbio@yahoo.com.br

Palavras-chave: *Caretta caretta*, mtDNA, diversidade genética.

A tartaruga cabeçuda ou mestiça, *Caretta caretta*, é considerada “em perigo de extinção” pela IUCN. Como nas outras espécies, os indivíduos de *C. caretta* realizam longas migrações e usam uma variedade de hábitats em diferentes estágios de suas vidas. A tartaruga cabeçuda se distribui globalmente ao longo de latitudes tropicais e subtropicais, mas ocorre mais em áreas temperadas do que outras tartarugas marinhas da família Chelonidae. Habitam plataformas continentais, baías, lagoas e estuários nos oceanos Atlântico, Mediterrâneo, Pacífico e Índico. No Brasil, entre Rio de Janeiro e Sergipe, encontra-se a maior população de tartarugas cabeçudas na América Latina desovando entre setembro e março, correspondendo a 54% do total de desovas de tartarugas marinhas no litoral brasileiro. Juvenis desta espécie são encontrados ao longo do litoral sul/sudeste do Brasil, e representam 72% das tartarugas capturadas incidentalmente pela pesca de espinhel pelágico, que deve estar levando a uma redução das populações desta espécie. Atualmente, o estudo genético de populações de tartarugas marinhas é feito com seqüências de DNA mitocondrial numa escala global, objetivando a identificação dos locais de origem dos animais presentes em diversas áreas de pesca, bem como para uma caracterização inicial da diversidade genética remanescente nas populações. Biópsias de pele coletadas pelo Projeto Tamar-Ibama nas principais áreas de captura incidental de tartarugas cabeçudas no litoral Sul/Sudeste do Brasil foram processadas e analisadas de duas formas. Na primeira análise foram geradas seqüências de 525 pb da região hipervariável do DNA mitocondrial de 84 indivíduos. Foram encontrados 7 haplótipos distintos definidos por 37 sítios variáveis, e os índices de diversidade genética foram $h = 0{,}7344$ e $\pi = 0{,}01912$, que apresentaram valores relativamente altos. O número médio observado de diferenças de nucleotídeos (κ) foi 9,868. Na segunda análise foram utilizados apenas 372 pb da região hipervariável do DNA mitocondrial dos mesmos 84 indivíduos, para comparar com dados publicados. Nesta análise foram encontrados 5 haplótipos previamente descritos: Cc A4 (46% - haplótipo mais freqüente nas áreas de desova do Brasil), haplótipo Cc A11 (13%), Cc A2 (13% - múltiplas áreas do Atlântico e Índico); Cc A33 (12%) e Cc A34 (15% - sudoeste do Pacífico). Estes resultados demonstram a importância da conservação destas populações de tartarugas cabeçudas e a necessidade de medidas mitigadoras para minimizar o impacto negativo da pesca no Atlântico Sudoeste. A conservação da diversidade genética de diversas populações de *Caretta caretta* no mundo depende do manejo adequado das atividades nesta região que agrega animais juvenis tanto de populações que desovam no Brasil bem como no Oeste Africano e Oceano Indico.

Apoio Financeiro: CENPES, Capes
Colaboração Cientifica: CENPES

Identificação de híbridos entre *Eretmochelys imbricata* e *Caretta caretta* (Reptilia:Chelonidae) por PCR-RFLP

Vilaça, ST[1]; Lara-Ruiz, P[1]; Lopez, G.G[2]; Soares, L[2]; Santos, FR[1]
[1] Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais. sibelle@ufmg.br
[2] Fundação Pró-Tamar

Palavras-chave: hibridização, *Eretmochelys imbricata, Caretta caretta*

A tartaruga de pente, *Eretmochelys imbricata,* ocorre em mares tropicais dos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico. É considerada criticamente ameaçada pela IUCN, e no Brasil, devido à pesca e captura para peças de artesanato, a população original foi bastante reduzida. Já a tartaruga cabeçuda, *Caretta caretta*, ocorre nos oceanos Atlântico, Índico, Pacífico, e águas temperadas do mar Mediterrâneo e é considerada em perigo pela IUCN e pelo IBAMA. No Brasil populações das duas espécies se sobrepõem em áreas de reprodução e desova no litoral norte da Bahia. Híbridos entre essas duas espécies são relatados há décadas, mas apenas a identificação morfológica dificultava a autenticidade dessa hibridização. A hibridização é definida como o cruzamento de indivíduos de populações geneticamente distintas, não importando seu status taxonômico. Já a introgressão é o fluxo gênico entre populações de indivíduos que hibridizam, alcançada quando híbridos intercruzam com uma ou as duas populações de parentais. Com o objetivo de ratificar a existência de híbridos entre *E. imbricata* e *C. caretta*, foram analisados 53 indivíduos do litoral norte da Bahia já identificados como híbridos através de análises por DNA mitocondrial. Para esses indivíduos, foram amplificadas três regiões anônimas do DNA nuclear com primers previamente descritos para *Chelonia mydas*, e para cada região, foi usada uma ou duas enzimas de restrição diferentes. Os fragmentos obtidos foram corridos em gel de agarose 0,8% corado com brometo de etídio ou acrilamida 8% corado com nitrato de prata. Como controles foram usados indivíduos sabidamente puros de *E. imbricata* e *C. caretta*. Dos 53 indivíduos, oito indivíduos foram identificados como híbridos (15,1%), indicando que há introgressão entre as duas espécies; e os demais como híbridos de F1. Nesses híbridos de gerações posteriores a F1, apenas foram reconhecidos padrões de *E. imbricata*, sugerindo que os híbridos são capazes de cruzarem com linhagens parentais de *E. imbricata*. Essa introgressão unidirecional pode significar uma incapacidade dos híbridos de cruzarem com o táxon parental *Caretta caretta*. O aparente insucesso da introgressão pode ser devido ao baixo sucesso reprodutivo desses indivíduos, baixa sobrevivência da prole ou baixa fecundidade dos híbridos. A possibilidade de hibridização para tartarugas marinhas é devido a baixa taxa evolutiva de cromossomos, permitindo a compatibilidade genômica. A descoberta de um intenso processo de hibridização no litoral norte da Bahia é de especial importância, pois pode dirigir estratégias de conservação e manejo dessas espécies.

Financiamento: CNPq, CENPES
Colaboração Científica: CENPES

EDUCAÇÃO AMBIENTAL OU ALFABETIZAÇÃO ECOLÓGICA ? REFLEXÕES SOBRE O INICIO DA IMPLANTAÇÃO DO “APRENDENDO COM A NATUREZA” EM UBATUBA *.

* Com a participação dos professores das escolas do Camburi, Picinguaba e Ubatumirim
Antônio Marchiori [1];Jane Fernandes [2];Cati Caromano[3];Arnaldo Alves[3];Eduardo Drolhe da Costa[4]
1-extensionista CATI antonio_marchiori@terra.com.br;
2–Projeto TAMAR-Ubatuba; 3–PMU; 4-APTA

O projeto de educação ambiental Aprendendo com a Natureza nasceu dentro do Programa Segurança e Saúde do Trabalhador Rural (PSSTR), fruto de um convênio entre a Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo e a Fundacentro, Ministério do Trabalho e Emprego. A partir de 2002, o projeto teve continuidade no Programa Estadual de Microbacias Hidrográficas, envolvendo três Regionais nesse ano, 20 em 2003 e nas 40 Regionais da CATI em 2004. O objetivo para o âmbito estadual é discutir as questões ambientais no contexto rural com alunos e professores de 4.ª série do Ensino Fundamental. O projeto em Ubatuba foi iniciado em 2005, abranjendo 03 escolas, com 236 crianças de comunidades que estão totalmente inseridas no Parque Estadual da Serra do Mar. O ponto de partida foi a utilização de um livro de apoio didático; capacitação/orientação aos professores e acompanhamento da aplicação do material. Buscando adequar o material didático disponível (livro didádito não consumível) à realidade da vivência da comunidade costeira, o Projeto promoveu atividades externas à sala de aula o que possibilitou aos alunos contemplarem importantes informações sobre ecossistemas marinhos, com visitas monitoradas ao manguezal, ao Projeto Tamar e ao Aquário de Ubatuba. Foram realizadas atividades de reciclagem de papel, caminhadas transversais e peças de teatro sobre reciclagem de lixo. Procurou-se sugerir que os professores estimulassem os alunos a trazerem suas vivências, identificando posturas e trazendo à reflexão sobre questões específicas como, por exemplo, a matança de passarínhos com estilingues ou levantamentos preliminares da diversidade de passarinhos existentes (um dos alunos com mais problemas de aprendizagem fez lista de mais de cincoenta tipos). Em uma das visitas ao mangue um dos alunos interpelou o guarda-parque sobre o conflito que este havia tido com seu avô por causa da colocação de uma rede de espera na boca do mangue. Os alunos discutiram o assunto e concluíram o raciocínio: “porque as tainhas vêm desovar aqui!”

As dificuldades estiveram relacionadas ao tempo disponível para planejamento e falta de um KIT didático de apoio. Embora o livro sugira algumas atividades, sua execução é dificuldada pelo tempo exíguo disponível e dificuldades de apoio de infraestrutura. A aplicação de Programas de Educação Ambiental no âmbito estadual deve estar atenta para as especificidades regionais e incluir metodologias de estudo das comunidades locais, mobilizando educador e educando para um processo de alfabetização ecológica. Alunos de 5ª.- 8ª. devem ser incluídos, pelo seu potencial de intervirem na comunidade.

PROTEÍNA TOTAL, ALBUMINA E RELAÇÃO A:G EM TARTARUGAS MARINHAS (*Caretta caretta*) DE VIDA LIVRE E DE CATIVEIRO

Thaís Torres Pires[1,2]; Gustavo Rodamilans[1]; Sue Yoshii Fernandez[1]; Gonzalo Rostan[1]; Bruno Lopes Bastos[2]; José Eugênio Guimarães[3].

[1]Projeto Tamar-Ibama, Av. Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João, BA, Caixa Postal 2219, e-mail: thais.vet@tamar.org.br; [2]Mestrado em Ciência Animal nos Trópicos, Escola de Medicina Veterinária/UFBA, Salvador, BA; [3]Departamento de Patologia e Clínicas, Escola de Medicina Veterinária/UFBA, Salvador, BA, e-mail: jeugenio@ufba.br.

A avaliação da saúde de tartarugas marinhas é de grande importância para a manutenção da sua higidez em cativeiro e reabilitação de animais selvagens. A determinação das proteínas séricas representa uma importante ferramenta de diagnóstico, fornecendo informações relacionadas ao estado fisiológico dos animais ou condições patológicas. A tartaruga cabeçuda é uma das cinco espécies que ocorrem na costa brasileira, e é a que mais desova nas praias continentais. Esta espécie é classificada como em perigo de extinção pela IUCN (The World Conservation Union), tendo como principais ameaças a pesca incidental, degradação das praias de desovas e a poluição. Este trabalho objetivou determinar os níveis séricos médios de proteína total, albumina, globulina e a relação A:G em dois grupos de tartarugas marinhas cabeçudas (*Caretta caretta*): vida livre (G1/n=22) e cativeiro (G2/n =10), constituídos de fêmeas que desovam no litoral norte da Bahia e daquelas mantidas no Projeto Tamar-Ibama na Praia do Forte, respectivamente. As amostras sangüíneas, colhidas no seio cervical dorsal, foram armazenadas em tubos sem anticoagulantes e enviadas ao Laboratório de Análises Clínicas do Hospital de Medicina Veterinária da UFBA, para processamento. As determinações de proteína total e albumina foram realizadas utilizando kits comerciais, pelos métodos de Biureto e Verde de bromocresol, respectivamente. Os valores das globulinas foram obtidos através da diferença entre a proteína total e a albumina, e com os resultados encontrados para albumina e globulinas obteve-se a relação A:G. No grupo G1 a média de proteína total foi de 3,82g/dL (+0,59), albumina 1,13g/dL (+0,24) e globulinas 2,69g/dL (+0,46), enquanto que a média da relação A:G encontrada foi 0,43 (+0,10). As médias dos valores encontrados para o grupo G2 foram: proteína total 4,98g/dL (+0,96), albumina 1,46g/dL (+0,33), globulinas 3,56g/dL (+0,74) e relação A:G 0,43 (+0,09). Os valores encontrados estão de acordo com a literatura consultada, contudo observa-se um nível protéico mais elevado em G2, provavelmente devido ao tipo de dieta oferecido, enquanto que a relação A:G manteve-se com valores médios idênticos nos dois grupos estudados.

O Projeto TAMAR é um programa do IBAMA, coadministrado pela Fundação Pro-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.
Agradecimento à FABESB pelo Apoio a Projeto de Mestrado e a CAPES pela Bolsa de Mestrado concedidos.

LESÕES NECRÓTICAS E AMPUTAÇÕES EM TARTARUGAS MARINHAS REABILITADAS NA BASE DO PROJETO TAMAR-IBAMA NA PRAIA DO FORTE-BA

Thaís Torres Pires[1]; Gustavo Rodamilans[1]; Sue Yoshii[1]; Gonzalo Rostan[1].

[1]Projeto Tamar-Ibama, Av. Farol Garcia D'Ávila, s/n, Praia do Forte, Mata de São João, BA, Caixa Postal 2219, e-mail: thais.vet@tamar.org.br.

A base do Projeto Tamar-Ibama na Praia do Forte desenvolve atividades voltadas à reabilitação de tartarugas marinhas desde novembro de 2002, desde então 83 animais foram encaminhados para tratamento nesta unidade. Os casos de necrose de extremidades e amputações, em sua grande maioria causada por emalhe em redes e linhas de pesca, vêm se destacando por sua freqüência entre as tartarugas marinhas em reabilitação, respondendo por 18,1% destas. Entre junho de 2003 e agosto de 2006, 15 tartarugas com estes tipos de lesões foram tratadas na referida base do Projeto Tamar-Ibama, sendo 06 da espécie *Chelonia mydas* (40,0%), 05 *Lepidochelys olivacea* (33,3%), 02 *Eretmochelys imbricata* (13,3%), 01 *Caretta caretta* (6,7%) e 01 *Dermochelys coriacea* (6,7%). Observou-se que os casos se concentraram no trimestre de junho a agosto, com 10 ocorrências (67,7%), seguido pelo trimestre de setembro a dezembro, com 05 ocorrências (33,3%). Os juvenis foram os mais acometidos, com 13 animais (86,7%), com peso médio de 1,5kg (extensão de 0,1 a 9,2kg). Todos os animais apresentavam lesões em nadadeiras anteriores, sendo 08 em nadadeira anterior direita (53,3%) e 07 em nadadeira anterior esquerda (46,7%). Em duas tartarugas, além das lesões em nadadeiras anteriores coexistiam lesões em nadadeiras posteriores. Quatro animais (26,7%) foram submetidos à cirurgia para amputação do membro necrosado, 11 (73,3%) tartarugas apresentavam debilidade, desidratação e perda de peso. Foi adotado tratamento de acordo com a avaliação clínica, sendo administrados antibióticos, nutraceuticos e fluidoterapia, além de anti-sépticos e cicatrizantes locais. Houve sucesso em 10 casos (66,7%), onde após reabilitação foi realizada soltura dos animais. Uma tartaruga marinha (6,6%) encontra-se em tratamento e 04 foram a óbito (26,7%). O período de duração do tratamento variou entre 06 e 148 dias, com média de 70 dias. A captura incidental de tartarugas marinhas pelas diferentes artes de pesca é atualmente a principal ameaça a estas espécies, que ao ficarem presas nas redes ou anzóis podem sofrer afogamento ou lesões de estrangulamento que evoluem para necrose de extremidades e conseqüentemente amputações, sendo necessário, em alguns casos, intervenções para o restabelecimento da saúde destes animais, possibilitando assim uma adaptação à nova condição de ausência de determinado membro. O maior número de ocorrência no segundo semestre coincide com o período da pesca da lagosta (junho, julho e agosto), o que pode sugerir uma relação deste tipo de pesca com as lesões descritas.

O Projeto TAMAR é um programa do IBAMA, coadministrado pela Fundação Pro-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.

Amphiorchis caborojoensis FISCHTAL & ACHOLONU, 1976 (DIGENEA, SPIRORCHIIDAE) EM *Eretmochelys imbricata* (LINNAEUS 1758) NO BRASIL

Max Rondon Werneck[1], Berenice Maria Gomes Gallo[1], José Henrique Becker[1], Reinaldo José da Silva[2]

[1]Fundação Pró-Tamar – R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP Brazil, CEP 11680-000 max@tamar.org.br; [2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brazil

Dos 19 gêneros da Família Spirorchiidae Stunkard 1921, dez são reconhecidos como parasitas de tartarugas marinhas, na maioria dos casos, encontrados em exemplares de *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 e *Caretta caretta* Linnaeus 1758, e em menor número, em *Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1758. Em outubro de 2005 o Centro de Reabilitação de Tartarugas Marinhas do Projeto TAMAR-IBAMA/Base de Ubatuba recebeu um exemplar juvenil da espécie *E. imbricata*, medindo 43 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e pesando 7,5 kg, proveniente da região de Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo. O animal foi encontrado morto após emaranhamento em rede de pesca. Na necropsia, o trato-gastrintestinal foi analisado separadamente (esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso), além disso, o coração, baço, fígado, mesentério, pulmões, rins e lavado corporal, também foram avaliados. As lesões encontradas foram, enfisema e edema pulmonar, sugerindo o afogamento como causa do óbito. Nódulos de coloração escura, com 1-2 mm de diâmetro encontrados no mesentério, pâncreas, cérebro, glândula de sal e superfície serosa do intestino delgado foram posteriormente identificados como aglomerados de ovos de trematódeos. Os parasitas recuperados do fígado e intestino delgado, foram prensados entre lâminas e fixados em solução de AFA, posteriormente corados com carmim clorídrico e analisados em sistema computadorizado de análise de imagens (QWin Lite 3.1, Leica).

Os exemplares analisados apresentaram as seguintes características: corpo alongado, achatado, com extremidades arredondadas e uma leve constrição ao nível do acetábulo. Ventosa oral terminal, pré-faringe e faringe ausentes, esôfago longo, estreito, sinuoso, terminando em um bulbo, ceco intestinal bifurcando-se na região anterior ao acetábulo, com pequeno loop anterior e terminando na região posterior do corpo, acetábulo pedunculado, circular, na região equatorial do corpo, vesícula seminal externa, alongada, transversal, entre o ovário e o testículo anterior, dois testículos profundamente lobados e com formato em "S", o testículo anterior entre o ovário e o acetábulo e o outro em posição pós ovariano próximo a região posterior, ovário lobado, inter-testicular e intra-cecal, vitelária folicular, estendendo-se da bifurcação cecal até a região posterior do corpo em algumas regiões confluindo-se: antes e depois do testículo anterior, não foi possível observar qualquer ovo. Os espécimes coletados foram identificados como trematódeos pertencentes à espécie *Amphiorchis caborojoensis* Fischtal & Acholonu, 1976 e foram depositados na coleção helmintológica do Instituto de Biociências de Botucatu (CHIBB nº. 1406 e 1392). Esta é a primeira descrição de parasitas em *E. imbricata* em águas brasileiras e na área do Atlântico Sul Ocidental e o segundo relato de membros da Família Spirorchiidae na mesma região.

Projeto TAMAR é um projeto de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobrás

PRIMEIRO REGISTRO DA OCORRÊNCIA DE *Schizamphistomum scleroporum* (Creplin, 1844) (DIGENEA: PARAMPHISTOMIDAE), EM *Chelonia mydas* (L.), NA COSTA BRASILEIRA.

Werneck, Max Rondon[1]; Silva, Reinaldo José da[2]; Gallo, Berenice Maria Gomes[1], Becker, José Henrique[1]

[1]Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanázio da Silva 273, Ubatuba, São Paulo, Brazil, [2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brazil, 18618-000, Tel. +55-14-38116239, Fax +55-14-38153744

No mês de setembro de 2005 um exemplar de Tartaruga marinha da espécie *Chelonia mydas* foi encontrado boiando na superfície da água por banhistas e encaminhado para avaliação veterinária e tratamento no Centro de Reabilitação de Tartarugas marinhas do Projeto TAMAR-IBAMA, em Ubatuba Litoral Norte do Estado de São Paulo. Apresentava-se com comportamento extremamente apático, magra e com numerosas lesões que expunham a placa óssea da carapaça. Após o terceiro dia de tratamento o animal veio a óbito. Procedeu-se então análise necroscópica, onde o trato gastrintestinal foi removido e dividido entre esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso e, posteriormente, avaliado quanto à presença de helmintos. Os parasitas recolhidos foram prensados entre lâminas, fixados em solução de AFA, corados com carmim clorídrico e analisados em sistema computadorizado de análise de imagens (QWin Lite 3.1, Leica). Trematódeos adultos das Famílias Pronocephalidae, Microscaphidiidae, Angiodictyidae e Spirorchiidae foram encontrados juntamente com apenas um exemplar da Família Paramphistomidae. Este espécime foi encontrado em intestino delgado e quando analisado apresentava as seguintes características: Parasita espesso com corpo alongado e formato cônico. Abertura oral terminal. Acetábulo grande, esférico e terminal, situado na região posterior. Faringe grande em formato de cone. Esôfago levemente sinuoso cuja porção posterior torna-se bulboso até aonde se inicia a bifurcação do ceco que seguem em sentido caudal paralelo a lateral do corpo até próximo ao acetábulo. Poro genital próximo à bifurcação do ceco. Testículos ovalados com campos coincidentes, intercecais ocupando a região equatorial. Ovário esférico liso pós-testicular localizado aproximadamente entre o testículo posterior e o acetábulo. Vesícula excretora em formato ovalado situado próximo à linha média e caudal em relação ao ovário. Útero, intracecal, entre a zona ovariana e área do testículo posterior onde se estreita seguindo dorsalmente para a região anterior. Vitelária folicular estendendo-se do testículo posterior até a área da vesícula excretora onde os campos se coincidem seguindo até a região anterior do acetábulo. O espécime encontrado foi identificado como pertencente à espécie *Schizamphistomum scleroporum* Creplin, 1844, sendo posteriormente depositado na Coleção Helmintológica do Instituto de Biociências de Botucatu (CHIBB nº. 1666). Este trabalho corresponde ao primeiro registro desta espécie na Costa brasileira e na Região do Atlântico Sul Ocidental, contribuindo assim para um maior conhecimento da helmintofauna da região e sua nova área de distribuição geográfica max@tamar.org.br

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC
Centro de Ciências Biológicas – CCB

INFORMAÇÕES PRELIMINARES SOBRE O PERFIL BIOLÓGICO DE *CHELONIA MYDAS* (LINNAEUS, 1758) NA ILHA DE SANTA CATARINA, ENTRE JANEIRO DE 2005 E JUNHO DE 2006.

Gustavo David Stahelin

Florianópolis, agosto de 2006.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67

2006

INFORMAÇÕES PRELIMINARES SOBRE O PERFIL BIOLÓGICO DE *CHELONIA MYDAS* (LINNAEUS, 1758) NA ILHA DE SANTA CATARINA, ENTRE JANEIRO DE 2005 E JUNHO DE 2006.

Monografia apresentada na disciplina BIO-5156 como parte integrante dos requisitos para aquisição do grau de Bacharel em Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina.

Gustavo David Stahelin

Orientadora: Juçara Wanderlinde

Florianópolis, agosto de 2006.

2006

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67

Dedico este trabalho a meus pais e irmãos.

Minha namorada e meus verdadeiros amigos.

AGRADECIMENTOS

A meus pais, Zélia e Gilmar, e meus irmãos Maycon, Sabrina e Juliana por me darem apoio desde sempre.

Minha namorada Karla por ter me ajudado tantas e tantas vezes durante o curso e na redação deste trabalho. Pela paciência para agüentar os dias de estresse por causa do TCC e trabalho, e por tudo mais.

Meus amigos do curso, Nakama, Felipe, Van, Rica, Bruno, Félix, Gabi, Vinicius, Mariela, Tati, Ciça, Vivi, Ober, Bru, Roona, Renata, Lira, Gi, Montanha, Fabi, Kalil, Danilo, pelas festas, piadas, brigas, viagens, frases clássicas, tardes inteiras no bar, o que me ajudou muito durante a graduação!

Meus amigos de fora da faculdade que me ensinaram sobre inúmeros outros assuntos.

Eron pela oportunidade dada em Florianópolis para realizar o trabalho. Viagens que tive que fazer a trabalho, nas quais conheci pessoas que me ajudaram muito para realizar este.

Gilberto Sales e Fernando Fiedler pela paciência durante reuniões, e-mails e telefonemas dando sugestões e enviando bibliografias. Luciana e Cecília de Regência também pelas bibliografias.

Juçara pela orientação e por agüentar a tantas mudanças no foco e idéias mirabolantes, mas parece que finalmente decidimos o que fazer.

Tadashi e os outros estagiários pela ajuda na coleta dos dados de campo, o pessoal da base de Floripa.

Minhas professoras Verinha e Tânia que tanto incomodei até que decidisse quem iria me orientar (acabou não sendo nenhuma das duas), mas nunca me deixaram na mão.

Pescadores da comunidade dos Ingleses, e pessoal da Marina do Costão do Santinho que estiveram sempre dispostos a ajudar com os animais.

Henrique de Ubatuba por tantos dias de incomodação, ainda que todos os dados analisados não tenham sido utilizados como se pensava.

Desculpe-me àqueles que não mencionei, mas que se encaixam em “amigos”. Outros ainda que simplesmente não couberam nesta página.

Valeu!

Na costa brasileira existem cinco espécies de tartarugas marinhas. Todas estas são encontradas Estado de Santa Catarina. Historicamente estes animais foram caçados para que seu casco e sua carne fossem comercializados. A matança indiscriminada, aliada ao comércio, levou estes animais à beira da extinção. Atualmente, a predação de fêmeas nos sítios reprodutivos e a coleta de ovos é quase insignificante, entretanto as interações com os petrechos de pesca são apontados como a maior causa antrópica de mortalidade de tartarugas em todo o mundo. *Chelonia mydas*, quase que exclusivamente, sofre ainda com uma doença chamada de Fibropapilomatose. São tumores que crescem em sua pele, podendo em casos mais avançados atingir também os órgãos internos e talvez levando a morte do animal. Alguns trabalhos foram realizados na região de Florianópolis e apontam uma grande ocorrência de *C. mydas* nas praias e interagindo com a pesca. Todos estes relatam a necessidade de intensificação dos trabalhos de pesquisa e conservação nesta área. Com este intuito, foi criada em 2004 uma base do Projeto TAMAR em Florianópolis. O presente trabalho tem como objetivo fornecer dados preliminares sobre o perfil biológico de *Chelonia mydas* durante o período de janeiro de 2005 e junho de 2006 em Florianópolis, com relação ao tamanho da carapaça, freqüência de ocorrência, sazonalidade, bem como a ocorrência de fibropapiloma nesta espécie. Estes dados foram ainda comparados, através de bibliografia já publicada, com outras áreas de alimentação. Capturas incidentais de tartarugas marinhas em redes de pesca foram registradas através de notificações voluntárias de pescadores do entorno da ilha, após um prévio contato em diversas comunidades pesqueiras. A despesca dos cercos flutuantes da Praia da Barra da Lagoa e dos Ingleses foi monitorada entre dezembro e abril, sendo os animais capturados levados até a praia e entregues aos técnicos do Projeto. Outra forma de registro foi através da divulgação para a população em geral dos trabalhos na região, ocorrendo a notificação geralmente por telefone de animais encalhados nas praias. Foi constatada uma alta ocorrência de *C. mydas* no entorno da Ilha, assim como ocorre em boa parte do litoral do Brasil. Estes animais são predominantemente jovens, havendo apenas um registro de animal possivelmente adulto. A interação com a pesca foi elevada, muito embora apenas uma morte tenha sido registrada. Foram encontrados também animais com tumores, muito embora estes ainda não tenham sido confirmados histopatologicamente como fibropapilomatose. As diferenças encontradas entre as outras áreas de alimentação sugerem um padrão de distribuição na costa. O Comprimento Curvilíneo do Casco (CCC) médio dos indivíduos de *C. mydas* encontrado na região foi de 0,43 m (n = 56, δ = 0,111m, Coeficiente de Variação = 25,8%). A continuidade dos trabalhos de monitoramento das pescarias e atendimento a chamadas de animais encontrados encalhados é necessária para poder ser determinado o padrão biológico para esta espécie na região. Os dados obtidos em Florianópolis após um tempo maior de monitoramento irão ajudar as estimativas de tamanho populacional das espécies que ocorrem no Brasil. É recomendável o estabelecimento de novas parcerias, aliado ao aumento e intensificação do monitoramento das pescarias que interagem com as tartarugas.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 7

2 OBJETIVOS 12

3 METODOLOGIA 13

3.1 ÁREA DE ESTUDO 13

3.1.1 FLORIANÓPOLIS 13

3.2 A BASE DO PROJETO TAMAR-SUL 15

3.3 COLETA DE DADOS 16

3.3.1 FLORIANÓPOLIS 16

3.3.1.1 TRABALHO COM OS PESCADORES 16

3.3.1.2 ATENDIMENTO DE OUTRAS OCORRÊNCIAS 19

4 RESULTADOS 20

5 DISCUSSÃO 25

5.1 OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE *Chelonia mydas* 25

5.3 INTERAÇÃO COM A PESCA 33

5.4 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 37

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ilha de Santa Catarina – Florianópolis 14

Figura 2. Vista geral do parque com um tanque em destaque 15

Figura 3. Pescador retirando tartaruga do barco 17

Figura 4. Animal recebendo marcas de identificação 17

Figura 5. *C. caretta* em tratamento 18

Figura 6. Número de ocorrência de cada espécie em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006 20

Figura 7. Distribuição temporal de *C. mydas* em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006 21

Figura 8. Classes de CCC de *C. mydas* em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006 21

Figura 9. Diversidade de ocorrência de *C. mydas* em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006 24

Figura 10. *C. caretta* com sinal claro de interação com a pesca 36

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Dados obtidos pelo presente trabalho em comparação com outras áreas de ocorrência de *Chelonia mydas* no Brasil 22

1 INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas são répteis que surgiram na Terra há 150 milhões de anos e permanecem no planeta desde então com pequenas alterações morfológicas e anatômicas (PRITCHARD, 1979). Elas são classificadas taxonomicamente da seguinte forma:

Filo Chordata
Classe Reptilia
Ordem Testudines
Superfamília Chelonioidea
Família Cheloniidae
Chelonia mydas (Linnaeus, 1758)
Caretta caretta (Linnaeus, 1758)
*Natator depressus (*Garman, 1880)
Eretmochelys imbricata (Linnaeus, 1766)
Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829)
Lepidochelys kempi (Garman, 1880)
Superfamília Dermochelyoidea
Família Dermochelyidae
Dermochelys coriacea (Vandelli, 1761)

Dentre estas sete espécies que existem, cinco ocorrem no Brasil: *Chelonia mydas* ou tartaruga verde*, Caretta caretta* ou cabeçuda*, Eretmochelys imbricata* ou tartaruga-de-pente*, Lepidochelys olivacea* ou tartaruga oliva e *Dermochelys coriacea* ou tartaruga-de-couro (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1987). De acordo com a classificação da Lista Vermelha da IUCN (União Mundial para a Natureza), *C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea* são classificadas como “em perigo”, enquanto que *E. imbricata* e *D. coriacea* são classificadas como “criticamente em perigo” de extinção. Todas elas também estão na lista de animais ameaçados do Ministério do Meio Ambiente (MMA) do Brasil (Instrução Normativa Nº 0003 de 27/05/2003), sendo protegidas pela CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) e também pela legislação brasileira (lei nº 9605 de 12/02/1998; portaria da SUDEPE nº 005 de 31/01/86).

As tartarugas marinhas possuem ampla distribuição geográfica devido ao seu hábito migratório (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999), porém um pouco restrita às faixas tropical e subtropical do planeta (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2002).

A tartaruga verde (*C. mydas*), também conhecida como Aruanã, é a tartaruga mais comum na costa brasileira (MARCOVALDI *et al.*, 1998), sendo a única a desovar nas ilhas oceânicas, raramente desovando na parte continental da costa. No Brasil, utilizam Fernando de Noronha – PE, Atol das Rocas – RN e Trindade – ES como áreas reprodutivas (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1987). A época reprodutiva vai de dezembro a junho, atingindo o pico em março. Desova em média 122 ovos a cada subida à praia (GROSSMAN *et al.*, 2002). Trindade é considerada a maior colônia reprodutiva no Brasil (MOREIRA, 2003) sendo Atol das Rocas a segunda maior (BELLINI *et al.*, 1996). Sua alimentação baseia-se em algas, podendo se alimentar ainda de pequenos animais (BJORNDAL, 1985).

As tartarugas marinhas em geral são conhecidas por voltar ao seu local de nascimento para se reproduzir, e são, portanto, fiéis ao seu local de desova. Este comportamento é conhecido como filopatria (CARR, 1975). Foi ainda observado por Mortimer & Carr (1987) que pode ocorrer fidelidade às áreas de alimentação. Moreira (2003) verificou em Trindade – ES certa fidelidade às praias de desova, porém não sendo obrigatória.

Culturalmente estes répteis foram perseguidos e capturados pelo homem para diversas finalidades. Dentre estas, pode-se citar a utilização do casco e das placas para decoração, a carne e ovos para alimentação (ARECO, 1997; MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999; MONTEIRO, 2004; FRAZIER, 2005). Em levantamento feito por Wanderlinde (1993) foi constatado comércio de tais produtos decorativos em praias do sul de Florianópolis.

As tartarugas são ainda acometidas por uma doença conhecida como Fibropapilomatose. Estes tumores (fibropapilomas) parecem ser transmissíveis e se tornaram mais uma séria ameaça a estes animais em diversos lugares do mundo. Foi identificado associado aos fibropapilomas patógenos virais, especialmente Herpes-vírus e Papilomavírus, entretanto a etiologia, modos de transmissão e fatores ambientais que favoreçam a contaminação ainda são desconhecidos. O primeiro caso descrito para esta doença foi na década de 1930 na Flórida (BALAZS *et al.*, 1998). No Brasil, a primeira descrição ocorreu em 1986 pelo Projeto TAMAR e a freqüência de ocorrência desta doença vem aumentando a cada ano (BAPTISTOTTE *et al.*, 2001). Esta doença também é conhecida como "green turtle fibropapilloma" por acometer principalmente indivíduos da espécie *C. mydas* (MEHNERT *et al.*, 2001).

O Projeto TAMAR (Tartarugas Marinhas), um programa do IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) co-administrado por uma Organização Não Governamental (Fundação Pró-TAMAR), atua no litoral brasileiro desde 1980 conservando e pesquisando formas de proteger as tartarugas marinhas, animais seriamente ameaçados de extinção, devido à intensa captura e predação do homem durante séculos (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1987).

Os trabalhos do Projeto TAMAR-IBAMA começaram em 1980 com um levantamento do litoral brasileiro para se detectar as áreas de ocorrência destes animais. Em 1982 foram montadas três bases em áreas de desova (Praia do Forte – BA, Pirambú – SE e Regência – ES), protegendo as praias de reprodução, promovendo a conscientização das comunidades e criando alternativas para o sustento das famílias locais (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1987).

Posteriormente, o trabalho passou a abranger áreas de alimentação onde ocorre uma interação ainda mais efetiva com os pescadores. Nestas áreas, em especial, há uma alta taxa de capturas incidentais nas redes de pesca artesanal (MARCOVALDI *et al.*, 2002; FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2002). Estas áreas de alimentação da costa abrangem, entre outras áreas, todo o sudeste-sul do Brasil (MARCOVALDI *et al.*, 1998, 2002; GALLO *et al.*, 2000; FERNANDES *et al.*, 2002). Em 1990 foi criada a primeira base do Projeto TAMAR-IBAMA nesta região, em Ubatuba, litoral norte de São Paulo. Desde então ela vem registrando um elevado número de ocorrências de tartarugas marinhas na região (GALLO *et al.*, 2000, 2001, 2002; FERNANDES *et al.*, 2002). Hoje o trabalho já se estende aos oceanos, com uma nova etapa do trabalho desde 2001, no qual o principal foco são as capturas incidentais que ocorrem durante a pesca industrial (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2002; MARCOVALDI *et al.*, 2002).

O litoral de Santa Catarina inclui costões rochosos onde a vida marinha é abundante. Fazendo parte desta grande fauna estão as tartarugas marinhas, que, atraídas pela disponibilidade de alimento, são encontradas com freqüência em toda a região. De acordo com Wanderlinde (1993) há registro no Estado das cinco espécies que são encontradas no Brasil. Na ilha de Santa Catarina existem registros de *C. caretta, D. coriacea, C. mydas* e *E. imbricata*. Já *L. olivacea* teve um registro em Laguna (aproximadamente 60 km ao sul da capital). Lima & Angeloni (1996) registraram a presença das cinco espécies tanto no litoral de Santa Catarina quanto no Rio Grande do Sul (RS). Santos (2004) relatou a ocorrência das cinco espécies na Ilha de Santa Catarina.

Outros levantamentos feitos em Estados do sul do Brasil (Paraná e Rio Grande do Sul) também mostraram a ocorrência de tartarugas marinhas na região. Pedroza (1992) descreveu a ocorrência das cinco espécies que desovam no Brasil alimentando-se no litoral paranaense. Guebert *et al.* (2005) também na costa paranaense, encontraram somente *C. mydas, E. imbricata, C. caretta* e *L. olivacea*. Areco (1997) encontrou no RS somente *C. mydas* e *C. caretta* interagindo com a pesca artesanal. Monteiro (2004) realizou levantamento, porém com ênfase nos animais encalhados no litoral do Estado. Neste não foi encontrada apenas a espécie *E. imbricata*.

No litoral de São Paulo foi encontrado por Gallo *et al.* (2000) apenas indivíduos das espécies *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata* e *D. coriacea*.

Trabalhos realizados na costa brasileira relatam a interação de tartarugas marinhas com uma grande diversidade de artes pesqueiras, tanto artesanais quanto industriais. Entre elas pode-se citar as redes de cerco flutuante (FERNANDES *et al.*, 2002; GALLO *et al.*, 2000; SANTOS, 2004; PUPO, 2004), curral de pesca (LIMA *et al.*, 2003), espinhel (BARATA *et al.*, 1998; KOTAS *et al.*, 2004; RODRIGUES *et al.*, 2004, SALES *et al.*, 2004), rede de emalhe ancorada (JARDEWESKI *et al.*, 2003), rede de emalhe de deriva (ARECO, 1997; SALES *et al.*, 2003), rede de emalhe de cerco, camboa, rede de arrasto de fundo com portas, linha de mão ou linha com vara e arrastão de praia (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2000).

Ao longo de toda a costa catarinense, a atividade pesqueira é intensa. A cidade de Florianópolis, em especial, possui uma alta concentração de pesca artesanal. Nas praias da ilha a pesca é realizada utilizando os seguintes petrechos: feiticeira (ou rede de três malhas), rede de caceio, cerco flutuante, rede de anchova, rede de corvina, rede de linguado, arrastão de praia (LEWIS, 2004). Dentre estas, aquelas que mais interagem com as tartarugas são: cerco flutuante, feiticeira e rede de linguado (rede de fundo) (WANDERLINDE, 1993). Pupo (2004) durante trabalho feito em Florianópolis entrevistando pescadores obteve resultados similares. Foi registrado durante as entrevistas que a rede feiticeira e as redes de espera de fundo, em especial, são as que mais interagem. Porém, neste trabalho, a rede de cerco flutuante aparece com um destaque menor na captura de tais animais (apenas 12% dos entrevistados a citaram), embora nesta arte de pesca as tartarugas dificilmente acabam morrendo.

Na costa paranaense a interação das tartarugas com a pesca foi descrita por Pedroza (1992) de maneira similar. As redes que apresentam interação com tais animais são: rede de espera para linguado, rede de espera para pescada amarela, rede de caceio, rede de arrasto

para camarão (com portas ou parelhas), cerco feito de estacas (similar ao curral de pesca), espinhel e tarrafa.

Estas redes de pesca artesanal são multiespecíficas, capturando grande diversidade de espécies (LEWIS, 2004). A interação com as diversas artes de pesca é considerada a maior causa da mortalidade de tartarugas marinhas no mundo (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990). De acordo com Sales *et al.* (2003), para trabalhos com tartarugas marinhas, pescaria é definida por "uma atividade de pesca, exercida em uma determinada área, utilizando um petrecho de pesca específico e que interaja com as tartarugas marinhas, agrupadas pelo princípio da homogeneidade em relação a um conjunto de 12 parâmetros". Estes parâmetros são apresentados no Anexo I.

Tendo em vista que a interação das tartarugas marinhas com estes petrechos pesqueiros é praticamente inevitável, um trabalho de conscientização e educação ambiental com os pescadores torna-se fundamental para qualquer esforço conservacionista destes animais. Com a crescente necessidade da intensificação dos trabalhos de conservação das tartarugas marinhas no sul do Brasil, em outubro de 2004 foi iniciada a implantação da base do Projeto TAMAR-SUL em Florianópolis. Através do Ministério do Meio Ambiente, a Portaria nº 6 de 26 de janeiro de 2005, publicada no Diário Oficial da União de 27 de janeiro de 2005, criou dentro do IBAMA a Base Avançada de Pesquisas do Centro Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas – TAMAR, em Florianópolis. Esta base é parte fundamental do trabalho de conservação destes animais, visto que toda a região sul do Brasil faz parte de uma grande área de alimentação e pesca.

2 OBJETIVOS

- OBJETIVO GERAL:

    - Apresentar dados preliminares do perfil biológico de *Chelonia mydas* coletados no período de janeiro de 2005 a junho de 2006, pela base do Projeto TAMAR-SUL, em Florianópolis (SC).

- OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

    - Caracterização preliminar do perfil biológico de *C. mydas* com relação à classe de tamanho da carapaça, freqüência de ocorrência, sazonalidade e presença de tumores entre janeiro de 2005 e junho de 2006.
    - Comparação do perfil biológico de *C. mydas* obtido em Florianópolis, com os mesmos parâmetros descritos em outras localidades.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

3.1.1 Florianópolis

Florianópolis é a capital do Estado de Santa Catarina, situando-se entre os paralelos de 27º22’45’’S e 27º50’10’’S e os meridianos de 48º21’37’’W e 48º34’49’’W. A cidade possui aproximadamente 400 mil habitantes, de acordo com o IBGE em 01/07/2005 (IBGE, 2006).

Está localizada em uma ilha costeira, rodeada por costões rochosos onde a vida marinha é abundante. Nos meses de primavera e verão pode ocorrer a ressurgência costeira em alguns pontos da ilha. Este processo é caracterizado pela ascensão de águas mais frias, ricas em nutrientes e que contribuem para o aumento da produtividade de regiões costeiras (IOUSP, 2006). Esta alta riqueza biológica serve como atrativo natural para as tartarugas marinhas.

Uma das principais atividades econômicas da região é o turismo durante o verão. Turistas do Brasil e do mundo são atraídos pelas belezas naturais que a cidade oferece. Entre as 42 praias turísticas da cidade, algumas se destacam por abrigar importantes comunidades pesqueiras, são elas: Ingleses, Barra da Lagoa, Armação e Pântano do Sul. Nestes locais, além do turismo, uma importante fonte de renda para a comunidade é a pesca, visto que o turismo gera uma renda pontual durante a temporada.

A base do Projeto TAMAR-SUL situa-se na praia da Barra da Lagoa. É uma das praias mais próximas do centro da cidade, a cerca de 20 km de distância. Oficialmente esta praia conta com 650m de comprimento, mas a falta de acidente geográfico que a separa da praia do Moçambique faz com que tenha mais de 8 km de extensão. De acordo com os relatórios de balneabilidade da Fatma – Fundação do Meio Ambiente – a Barra da Lagoa é uma praia própria para o banho (Boletim da FATMA nº 17 - 31/03/2006) (FATMA, 2006).

A população da ilha é de descendentes de açorianos, chamados de “manezinhos”. As tradições locais estão intimamente ligadas com os costumes açorianos, tais como a pesca, festas religiosas e folclóricas. Uma outra tradição, a renda de bilro, gera renda às comunidades, sendo bastante comercializada principalmente para os turistas. A figura 1

apresenta a Ilha de Santa Catarina (Florianópolis), sendo apontado em “1” a Praia dos Ingleses, “2” a Praia da Barra da Lagoa, “3” a Praia da Armação do Pântano do Sul e “4” a Praia do Pântano do Sul, os principais pontos pesqueiros da ilha.



Figura 1: Ilha de Santa Catarina – Florianópolis (*).

*Fonte: Secretaria de Estado do Planejamento de SC.

3.2 A BASE DO PROJETO TAMAR-SUL

A base do Projeto TAMAR-SUL na Barra da Lagoa é composta por um terreno onde funciona o Centro de Visitantes (CV), e uma outra casa onde fica o centro de reabilitação e a administração. O CV ocupa uma área de 2000 m². Esta área foi oficialmente inaugurada em 06 de abril de 2005, no entanto atendeu em fase de testes desde o final de janeiro de 2005. Junto ao CV há uma loja para a venda de souvenires, e uma sala de vídeo onde são ministradas palestras aos visitantes e apresentados vídeos educativos sobre as tartarugas e o meio ambiente. Há dois tanques de 30.000 litros. Um com uma *E. imbricata* e uma *C. caretta*. O outro apenas com uma *C. caretta* (Figura 2). Há ainda um terceiro tanque de 3.000 litros com três filhotes, sendo duas *C. caretta* e uma *E. imbricata*. Todos os animais que ficam em exposição são criados em tanques desde o nascimento. Para facilitar as explicações e o entendimento dos visitantes existem réplicas e silhuetas em tamanho real das cinco espécies que ocorrem no Brasil, bem como trinta painéis auto-explicativos compõem o CV. Para a manutenção há uma área restrita que conta com três caixas de água de 15.000 litros cada, almoxarifado para ferramentas, área para alimentação dos funcionários e congeladores para o armazenamento do alimento para as tartarugas. A casa onde funciona a administração do Projeto possui quatro salas onde funciona a coordenação e o setor administrativo da base e loja. O setor de reabilitação está estruturado em uma área de 270m^2 no mesmo terreno onde fica a sede administrativa. Conta com um ambulatório com medicamentos e equipamentos que possibilitam desde um procedimento simples até pequenas cirurgias, sendo todos os procedimentos realizados por um médico veterinário (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2006).



Figura 2: Vista geral do parque com um tanque em destaque.

3.3 COLETA DE DADOS

3.3.1 Florianópolis

3.3.1.1 Trabalho com os pescadores

O trabalho de campo com os pescadores, visitando regularmente comunidades de pescadores para a conscientização sobre tartarugas marinhas, começou pela comunidade de pescadores da Barra da Lagoa em dezembro de 2004. Já o primeiro contato direto com a comunidade dos Ingleses ocorreu apenas em meados de setembro de 2005, permitindo o início dos trabalhos efetivos somente em Outubro do mesmo ano. Visitas diárias na parte da manhã, enquanto estes estavam chegando à praia com o pescado (proveniente do cerco flutuante – Figura 3), foram realizadas durante o mês de dezembro de 2005 e janeiro de 2006 a fim de monitorar as capturas incidentais de tartarugas no cerco, o que ocorreu até o mês de abril quando as redes são retiradas da água.

Outras artes de pesca (também de outras comunidades de pesca) não foram monitoradas desta maneira. Após apresentação, foi explicado a cada pescador o propósito do trabalho e foi solicitado a estes que em caso de captura, a equipe do Projeto fosse contatada para realizar o trabalho com o animal.

Ocorrendo uma captura, o trabalho de campo então é feito no mesmo local onde estão os pescadores. O procedimento de marcação é o padrão para todos os animais, de acordo com o "Protocolo para marcação de tartarugas marinhas" (anexo II). Cada animal recebe duas marcas, uma em cada nadadeira anterior (com exceção da *D. coriacea* que é colocada nas nadadeiras posteriores), e possuem numeração seqüencial e individual para cada tartaruga. Foram utilizadas marcas de aço inoxidável Inconel, modelo #1005-681, da National Band and Tag Co. (721 York Street, P.O. Box 430. Newport, Ky 41072-0430). Após a marcação, a tartaruga passa pelo processo de biometria (medida curvilínea do comprimento e largura da carapaça – Figura 4), pesagem, retirada de amostras de tecido para análise de DNA (utilizando o equipamento "punch 6mm" da Kolplast ci Ltda.) – armazenando esta amostra em recipiente com álcool 70%, abrigando-o da luz e altas temperaturas (Anexo III). Estes dados são imediatamente anotados em um caderno de campo. Todos os procedimentos de

biometria, pesagem e preenchimento do caderno de campo são de acordo com o “Manual para preenchimento de fichas de campo para áreas de alimentação e outros registros não reprodutivos (versão V – 2004)” (Anexo IV). Durante este trabalho, inevitavelmente surgem dúvidas por parte dos pescadores, ou de turistas que passam pelo local, sobre o que está sendo feito com a tartaruga. Após os esclarecimentos, o animal é liberado e volta ao mar.



Figura 3: Pescador retirando tartaruga do barco.



Figura 4: Animal recebendo marcas de identificação.

Em casos onde é constatada a necessidade de tratamento médico-veterinário para o animal, o mesmo é encaminhado até à base do Projeto TAMAR-IBAMA na Barra da Lagoa onde recebe o devido acompanhamento (Figura 5). Após o término do tratamento, ocorre a sua liberação no mar preferencialmente junto aos pescadores que o capturaram.

No caso dos cercos flutuantes da Praia dos Ingleses, onde as visitas às comunidades eram realizadas somente no período matutino, foram deixados com os pescadores números de telefone para contato. O telefone da base da Barra da Lagoa (funciona em horário comercial) e outros dois celulares (ficam com técnicos do Projeto, funcionando também fora do horário comercial) estão disponíveis para receber chamadas sobre animais capturados. Tais números são divulgados amplamente em outras comunidades de pescadores, bem como a turistas e moradores que possivelmente possam encontrar algum animal encalhado nas praias.

Atualmente, visto que o atendimento às chamadas dos pescadores dos Ingleses é demorado e visando evitar quaisquer transtornos com as autoridades locais, foi disponibilizada aos pescadores desta comunidade uma caixa de água de 1000 litros e uma autorização especial. Tal autorização foi expedida pelo Coordenador Regional do Projeto TAMAR-IBAMA, o analista ambiental Eron Paes e Lima, a qual permite aos pescadores manter uma tartaruga marinha em seu poder, se possível dentro da caixa de água, até que os técnicos do Projeto cheguem para as devidas providências. Esta autorização torna-se necessária, visto que manter uma tartaruga marinha em cativeiro é considerado crime ambiental (lei nº 9605 de 12/02/1998).



Figura 5: *C. caretta* em tratamento.

3.3.1.2 Atendimento de outras ocorrências

Além do trabalho com os pescadores, são atendidas ocorrências de animais encontrados por turistas e moradores. Durante inúmeras oportunidades (através de exposições, panfletagem, reportagens na TV, jornal e rádio) os números de contato do TAMAR são divulgados para a população. Visto que animais mortos, machucados, ou simplesmente capturados aparecem com uma relativa freqüência nas praias, e estas não são patrulhadas por técnicos a procura destes, as ligações telefônicas notificando sobre alguma ocorrência é fundamental para o trabalho. Assim que uma ocorrência é registrada, um funcionário da parte técnica dirige-se imediatamente ao local, levando consigo todo o material necessário. É sempre perguntado à pessoa que fez a chamada telefônica sobre o estado do animal (vivo ou morto). Em casos de morte, dependendo das condições do animal (se não estiver em avançado estado de decomposição), ele é levado para a base do Projeto para ser realizada necropsia. Em outros casos ele é enterrado no mesmo local. Havendo pessoas nas imediações, o animal é levado e enterrado em uma região deserta para evitar a coleta de casco ou outras partes. Já em casos de o animal estar vivo, se ele estiver em boas condições, é liberado imediatamente após a coleta de dados. Toda a coleta de dados mencionada neste item segue rigorosamente os mesmos protocolos descritos no item anterior.

Estando o animal com algum sintoma aparente que necessite de tratamento veterinário (inclui-se todos os casos de tumores), ele é levado imediatamente para o centro veterinário na base. Os animais que apresentam tumores têm amostras dos mesmos coletados para posterior análise histopatológica visando confirmação ou não de fibropapilomatose. Os procedimentos seguem a metodologia padrão do TAMAR (Anexo V).

4 RESULTADOS

Durante o ano de 2005 e até junho de 2006 foram atendidas ocorrências em todo o litoral de Santa Catarina, porém aqui serão apresentados somente os dados dos registros ocorridos no entorno da Ilha de Santa Catarina. Neste período foram registrados 69 animais (Figura 6). Estas ocorrências são tanto de capturas em redes, quanto de encalhes nas praias e costões.

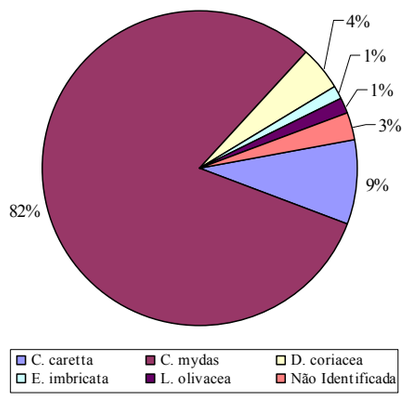


Figura 6: Número de ocorrência de cada espécie em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006.

Nota-se claramente a prevalência da *C. mydas* nos registros, sendo esta a espécie mais freqüente tanto no litoral da cidade, como praticamente todo o litoral brasileiro (MARCOVALDI *et al.*, 1998).

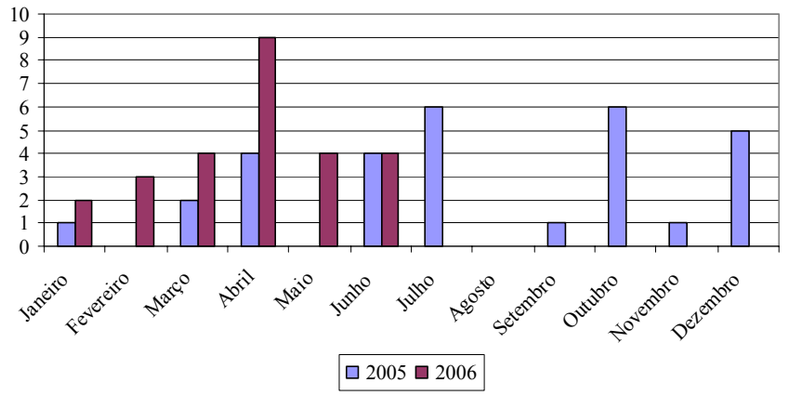


Figura 7: Distribuição temporal de *C. mydas* em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006.

É possível notar um considerável aumento nos registros de tartaruga verde nos meses de 2006 em comparação com os mesmos meses de 2005 (Figura 7).

A maior parte dos indivíduos que freqüenta as águas do litoral catarinense possui o comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) relativo a animais jovens (ZUG *et al.*, 2002). Animais considerados jovens são aqueles com CCC inferior aos menores indivíduos da espécie encontrados nas colônias reprodutivas. A figura 8 mostra os registros de tartaruga verde organizados por tamanho da carapaça, agrupados em classes de 05 centímetros (cm).

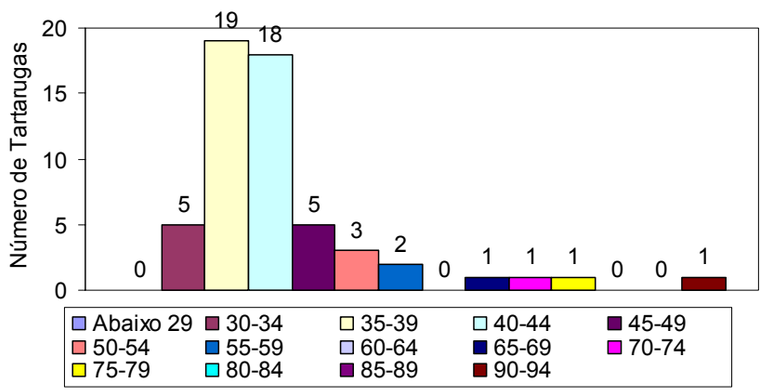


Figura 8: Classes de CCC de *C. mydas* em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006 em centímetros.

A tabela 1 apresenta resumidamente os dados obtidos pelo presente trabalho durante o tempo monitorado com relação ao número de registros, Comprimento Curvilíneo do Casco (CCC) médio e mínimo e máximo, desvio padrão, coeficiente de variação, ocorrência de tumores, metodologia e período.

Tabela 1: Dados obtidos pelo presente trabalho em comparação com outras áreas de ocorrência de *Chelonia mydas* no Brasil.

	Presente Trabalho	Santos (2004)	Gallo *et al.* (2000)	Areco (1997)	Monteiro (2004)
Local	Florianópolis	Florianópolis	Ubatuba	Rio Grande do Sul	Rio Grande do Sul
Número de Registros	56	32	2.246	21	332
CCC Médio (m)	0,43	0,421	0,406	0,38	0,405
Desvio Padrão (m)	0,111	0,08	-	0,045	0,059
Coeficiente de Variação	25,8%	19%	-	11,84%	14,56%
CCC Máximo e Mínimo (m)	0,33 a 0,905	0,275 a 0,615	0,27 a 0,96	0,30 a 0,49	0,29 a 0,68
Ocorrência de Tumores	SIM	NÃO	SIM	NÃO	NÃO
Metodologia	Monitoramento de pescarias e atendimento a chamadas	Monitoramento de pescarias e capturas intencionais	Monitoramento de pescarias, atendimento a chamadas e capturas intencionais	Monitoramento de pescarias	Monitoramento de encalhes
Período	01/2005 a 06/2006	09/2003 a 03/2004	1991 a 1998	01/1997 a 05/1997	1995 a 2004

Com relação à ocorrência de animais com tumores, foram três ocorrências e todos os animais foram encaminhados ao centro veterinário. Estes registros com tumores representam 5,56% do total. O centro veterinário não realizou nenhuma cirurgia de retirada total destes tumores. Dois destes animais foram liberados após constatação de ausência de qualquer outra patologia. Um indivíduo permanece em cativeiro até a presente data (08 de agosto de 2006). Este teve parte dos tumores removidos cirurgicamente no dia 27 de julho de 2006 e permanecerá em tanque por algum tempo para recuperação e acompanhamento da evolução da doença (verificar se os tumores voltam a crescer). Algumas cirurgias ainda serão necessárias para que sejam retirados outros tumores, devido a grande quantidade destes. Amostras do material coletado serão enviadas para Cecília Baptistotte, responsável pelos tratamentos veterinários do TAMAR, a qual realiza em parceria com Dra. Eliana Reiko Matushima (Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade de São Paulo – USP) os exames histopatológicos para a confirmação de fibropapilomatose.

Durante o período de monitoramento em Florianópolis, 40 (58%) das 69 ocorrências de tartarugas marinhas foram relacionadas a algum petrecho de pesca. Analisando somente os registros de *C. mydas* (n=56), temos 64,3% destas relacionadas à pesca. Entre as formas de registro dos animais relacionados à pesca, estão: Rede de Arrasto de Praia (RAP, n=2), Rede de Cerco Flutuante (RCF, n=23), Rede de Espera de Fundo (REF, n=6), Rede de Espera de Superfície (RES, n=2), Tarrafa (TAR, n=2), Rede de Espera não Especificada (REE, n=1). Os outros registros não relacionados diretamente à pesca são: Encalhada (ENC, n=4), Praia (PRA, n=8), Boiando (BOI, n=6) e Sem Informação (SIN, n=2). A descrição detalhada das características analisadas para enquadrar cada animal em cada uma das categorias de classificação acima apresentadas, encontra-se no anexo IV.

O cerco flutuante aparece com 63,9% das ocorrências relacionadas à pesca, porém estes dados resultam exclusivamente da metodologia aplicada pelo TAMAR. Durante o tempo em análise, a única forma de pesca que foi monitorada diariamente (apenas uma parte da temporada) foi exatamente o cerco flutuante. Por este motivo há um número tão significativo de registros nesta arte, em relação às outras formas. Pescadores das outras modalidades foram contatados, porém de forma mais informal, apenas sendo pedido que em caso de captura os técnicos fossem informados.

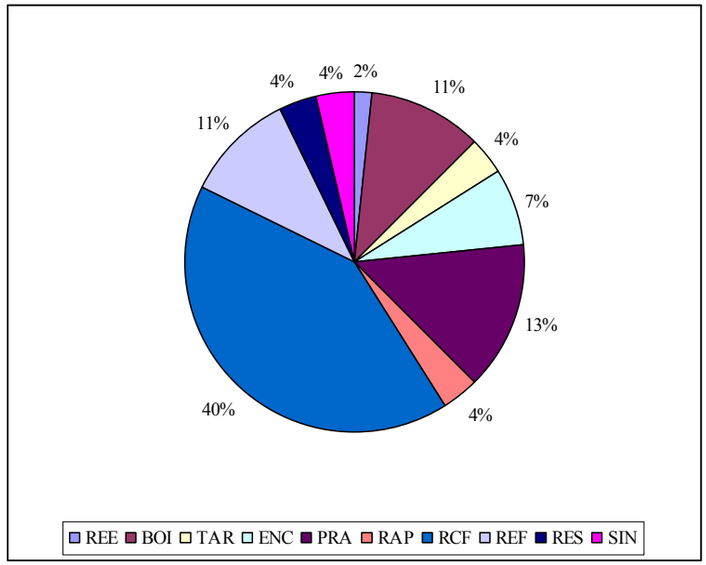


Figura 9: Diversidade de ocorrência de *C. mydas* em Florianópolis entre janeiro de 2005 e junho de 2006.

Entre todos os registros relacionados à pesca, houve uma única ocorrência de animal morto. Foi em uma rede de emalhe de superfície na Praia da Barra da Lagoa.

Em Florianópolis houve apenas uma recaptura de um animal marcado 46 dias antes na mesma praia onde ele foi encontrado morto.

5 DISCUSSÃO

5.1 OCORRÊNCIA E DISTRIBUIÇÃO DE *Chelonia mydas*.

Entre as espécies que ocorrem no litoral de Florianópolis, entre janeiro de 2005 e junho de 2006 *C. mydas* foi a mais abundante, assim como em praticamente toda a costa brasileira (MARCOVALDI *et al.*, 1998). Este padrão é observado em inúmeros trabalhos de levantamento (PEDROZA, 1992; WANDERLINDE, 1993; GALLO *et al.*, 2002; SANTOS, 2004).

De acordo com Zug *et al.* (2002), animais com CCC de 0,43 m (tamanho médio encontrado na região) ainda são juvenis, apesar de o seu trabalho ter sido feito com a medida do casco diferente da utilizada pelo TAMAR. Neste trabalho foi utilizado o comprimento retilíneo do casco (CRC). Nesta medida, um animal com 0,43 m de CCC, teria uma medida menor já que é utilizado um paquímetro. Ainda que esta diferença seja de alguns centímetros a menos, considera-se ainda que sejam animais jovens.

Zug *et al.* (2002) realizaram seu trabalho na costa do Havaí – EUA, e mencionam o fato de haver variações no crescimento entre populações, alimentação e até mesmo a presença ou ausência de fibropapilomas. Por estes motivos é tão difícil estimar uma idade aos animais.

Outros trabalhos em áreas de alimentação na costa brasileira (MARCOVALDI *et al.*, 1998) capturam também muitos animais jovens, como em Almofala – CE (LIMA *et al.*, 2003), Ubatuba – SP (GALLO *et al.*, 2000, 2001), Rio Grande do Sul (ARECO, 1997), Rio Grande do Norte (RN) (BELLINI *et al.*, 1997). Esta prevalência de *C. mydas* pode estar diretamente ligada ao fato de que em seus locais de desova a ação predatória humana é muito baixa. Para outras espécies, além dos problemas causados pela pesca e doenças, ainda há o roubo de ovos e matança de fêmeas enquanto estão na areia. Desde o início das atividades do TAMAR, estas práticas predatórias nos locais de desova diminuíram drasticamente, porém ainda são registrados casos anualmente na costa brasileira. Além deste fato, esta espécie é basicamente herbívora (BJORNDAL, 1985) possuindo grande disponibilidade de alimento nos costões rochosos. Talvez esta seja uma das razões de no litoral do RS a espécie mais freqüente nos registros de encalhe seja *C. caretta* e não *C. mydas* (MONTEIRO, 2004).

Gallo *et al.* (2000) compilaram dados de Ubatuba de 1991 a 1998 (Tabela 1) e encontraram uma prevalência de *C. mydas* com relação às outras espécies, representando 98,4% do total (n=2246), sabendo que os registros são dependentes da metodologia adotada.

Ainda de acordo com a Tabela 1 é possível notar a diferença nos dados obtidos por Areco (1997) e Monteiro (2004) no litoral do mesmo Estado. Contudo vale ressaltar que nestes dois trabalhos, os animais foram coletados com metodologias diferentes. Monteiro (2004) como já explicado analisou os registros de encalhes de animais nas praias, enquanto que Areco (1997) analisou os animais capturados em redes de pesca artesanais. As diferenças encontradas podem ser provavelmente pela metodologia utilizada. Monteiro (2004) cita um aumento da pesca costeira nos últimos anos. Devido aos hábitos de vida, o trabalho realizado com a pesca artesanal capturou apenas um exemplar de *C. caretta* sendo os outros de *C. mydas*, enquanto que nos encalhes, a maior parte foi de *C. caretta*, seguido por *C. mydas* e *D. coriacea*. Estes animais (*C. caretta* e *D. coriacea*) ficam mais afastados da costa em relação à *C. mydas*, estando sujeitos a interagir mais com a pesca industrial. Talvez por este motivo (na região há uma intensa atividade pesqueira industrial) estas espécies tenham sido tão freqüentes nesta amostra, embora não se possa afirmar que este padrão de distribuição não reflita a realidade regional.

Porém Monteiro (2004) relata que o padrão encontrado pelo seu trabalho no RS é o mesmo encontrado por Frazier (1984) apud Monteiro (2004) no Uruguai e Argentina, onde a espécie predominante é *C. caretta* e não *C. mydas*. Possivelmente este padrão seja diferente do outro padrão encontrado em quase todo o Brasil, pelo comportamento de cada espécie. As águas uruguaias e argentinas são mais frias que as brasileiras, impedindo que animais muito pequenos consigam permanecer nestes locais. É sabido que a relação superfície/volume é determinante para o equilíbrio térmico dos animais, sendo que quanto maior o animal, menor será a sua perda de calor para o meio, em relação ao seu volume (POUGH *et al.*, 2003). Os indivíduos de *C. caretta* encontrados nestas áreas são maiores (MONTEIRO, 2004), que *C. mydas*, reforçando esta idéia.

Santos (2004) baseando-se em literatura discute a possível correlação entre os animais encontrados em Florianópolis, com os encontrados em Ubatuba, Rio Grande do Sul, Uruguai e Argentina. Argumentos bastante fortes sugeridos por Pritchard (1976) e Carr (1975), sustentam estas idéias, de que animais nascidos e que desovam na Ilha de Ascenção (entre o Brasil e a África) se alimentem na costa brasileira. Moreira (2003) faz observações no mesmo sentido, com relação aos animais que desovam e nascem na Ilha de Trindade. Gallo *et al.* (2000) apud Gallo *et al.* (2001) mencionam a diminuição dos CCC durante o inverno,

possivelmente pela chegada de indivíduos novos à região. Talvez estes animais tenham nascido em Ascenção ou Trindade, e chegam à costa brasileira na altura de Ubatuba. Porém os autores deixam clara a incerteza sobre a procedência destes.

Uma hipótese da distribuição de *C. mydas* no Atlântico Sul foi sugerida por diferentes autores, e os dados apresentados neste trabalho corroboram com esta idéia. Esta hipótese sugere que os animais que chegam à costa brasileira são nascidos na Ilha de Ascenção e na Ilha de Trindade, além de outros sítios reprodutivos. Após a sua chegada à costa são carregados pela Corrente do Brasil desde a região nordeste até o extremo sul do Brasil, podendo chegar até o Uruguai e Argentina. Durante o deslocamento estes animais passam por áreas de alimentação (algumas áreas no nordeste e todo o sudeste-sul do Brasil) onde gradativamente aumentam de tamanho. Chegando à região do Rio Grande do Sul e Uruguai, estes animais já possuem tamanho e força necessários para nadar no sentido contrário a esta corrente marinha, conseguindo retornar à Santa Catarina e Ubatuba, por exemplo, onde há maior disponibilidade de alimento para esta espécie (herbívora) e águas mais quentes. Uma vez nesta região estes animais possuem liberdade para procurar melhores locais de alimentação, bem como se desenvolver até atingir idade reprodutiva e retornar aos seus locais de nascimento.

A Corrente do Brasil com águas quentes segue no sentido norte-sul. Durante o inverno ela fica mais restrita ao sudeste do Brasil, ganhando força durante o verão e chegando com maior intensidade no RS. É provável que os animais utilizem esta corrente em uma grande área de alimentação (região sudeste-sul do Brasil). Este fato é mencionado por Monteiro (2004) que relata a relação entre a maior influencia desta corrente com um aumento nos registros de *C. mydas*. Em meses onde a influencia da Corrente do Brasil no litoral do RS é menor, há uma significativa diferença no número de ocorrências.

Ainda nesta linha de pensamento, algumas tartarugas marcadas em Ubatuba foram recapturadas em outros locais algum tempo depois. Animais juvenis foram encontrados tanto em Rio Grande – RS cerca de 1200 km de distância ao sul, quanto em Mucuri – BA cerca de 900 km de distância ao norte. Estas recapturas são pertinentes com a literatura que cita grandes migrações para esta espécie, algumas chegando a mais de 5000 km de distância entre o ponto de marcação e o ponto de recaptura (LUM *et al.*, 1998; LIMA *et al.*, 1999; LIMA & TROËNG, 2001). Estudos no oceano pacífico, realizados por Craig *et al.* (2004) com *C. mydas* monitoradas por telemetria via satélite, mostram migrações de 1600 km entre as áreas de alimentação e desova, podendo, portanto, as tartarugas que se alimentam na costa brasileira desovarem em Trindade e Ascenção.

Em dezembro de 2005, na Praia dos Ingleses em Florianópolis, foi capturada e marcada uma *C. mydas* com CCC igual a 0,905 m, sendo este o mesmo tamanho das menores tartarugas desta espécie que desovam na Ilha de Trindade – ES (MOREIRA, 2003), evidenciando que apesar de esta área ser caracterizada pela ocorrência de tartarugas verdes juvenis (WANDERLINDE, 1993; SANTOS, 2004; ZUG *et al.*, 2002) há também animais (sub-) adultos desta espécie na região. Em alguns casos as marcas de identificação podem cair ou serem expelidas dos animais após algum tempo (ainda que não seja algo significativo) (CHALOUPKA & MUSICK, 1997 apud CHALOUPKA & BALAZS, 2005), porém se este indivíduo for recapturado em alguma área de desova, poderá vir a confirmar esta idéia sobre a origem e o destino dos animais aqui encontrados. Desta tartaruga, foram coletadas amostras de tecido para análise laboratorial do seu DNA mitocondrial, permitindo auxiliar no esclarecimento destas dúvidas.

O DNA mitocondrial das células pode indicar a linhagem do animal. Tartarugas marinhas, por possuírem alta filopatria (CARR, 1975) possuem similaridades entre si, em cada colônia de desova. Através do mapeamento destas áreas coletando tecido das fêmeas em processo de desova, e a posterior análise do DNA mitocondrial de animais capturados aleatoriamente, é possível tentar saber o local de nascimento do indivíduo capturado (BOWEN *et al.*, 1992; BOLTEN *et al.*, 1998).

Usando este princípio, Caraccio *et al.* (2003) analisaram seqüências de DNA mitocondrial de 20 tartarugas verde capturadas no litoral do Uruguai e descobriram que 62% dos indivíduos são provenientes da colônia reprodutiva da Ilha de Ascenção. Outros indivíduos foram catalogados como provenientes de Matapica – Suriname (14%), Ilha Aves – Venezuela (12%) e outros locais com menor freqüência. Neste trabalho os autores citam a falta de dados genéticos sobre as fêmeas que se reproduzem na Ilha de Trindade para se ter certeza da ocorrência desta população no litoral uruguaio.

Com relação à ocorrência de tumores na região, durante o período de monitoramento, 5,56% dos indivíduos de *C. mydas* possuíam. Esta é um taxa abaixo da encontrada para Ubatuba em alguns anos. Baptistotte *et al.* (2001) apontam que a freqüência geral em Ubatuba tem aumentado anualmente, se aproximando de 10%, tendo registrado pico próximo a 30% dos animais analisados em 1996. Werneck & Baptistotte (2002) encontraram neste litoral uma taxa de 13,3% para o ano de 2000. Gallo *et al.* (2001) apontam 23,3% das capturas na Ilha de Alcatrazes no litoral de Ubatuba com a presença de tumores (esta é a taxa mais alta registrada pelo TAMAR). No litoral catarinense, Santos (2004) não encontrou nenhum animal com tumores (Tabela 1). Ainda em SC, Reisser *et al.* (2005) verificaram a presença em 10,8%

(n=37) dos animais, bastante acima do encontrado pelo presente trabalho e também por Celini *et al.* (2002) apud Reisser *et al.* (2005) que encontraram em apenas 1,8% (n=107). Já no Rio Grande do Sul, Areco (1997) e Monteiro (2004) não encontraram nenhum registro de animais com tumores (Tabela 1). Vale ressaltar que a fibropapilomatose só é confirmada após exames histopatológicos, uma vez que existem outros tumores epidérmicos em tartarugas.

Zug *et al.* (2002) no Hawai (EUA) analisaram 104 indivíduos de *C. mydas* e somente em aqueles com CCC superior a 0,5 m foram encontrados fibropapilomas. Balazs *et al.* (1998) encontraram fibropapilomas em animais com 0,47 m de CCC. Brito *et al.* (2004) no litoral nordeste do Brasil, encontraram o primeiro registro para o estado da doença em um animal também acima deste tamanho (35 kg). Os animais capturados por Gallo *et al.* (2001) em Alcatrazes, onde se registrou a maior taxa de ocorrência da doença no Brasil, possuem CCC médio de 0,527 m, embora não seja especificado em quais destes os tumores foram encontrados. Por outro lado, Matushima *et al.* (1999) verificaram tais tumores em animais com aproximadamente 10 kg (em torno de 0,4 m de CCC) também no litoral de Ubatuba. De maneira similar a vários locais, Florianópolis durante o tempo monitorado apresentou apenas três indivíduos com tumores, sendo o menor CCC de 0,585 m. Aparentemente em animais muito jovens é mais raro de se encontrar tumores, não sendo descartada a hipótese de que aqueles onde não são encontrados, não possam estar infectados (ainda que não se saiba a causa da doença).

Esta prevalência de tais tumores em animais com CCC superior a 0,5 m também corrobora com a hipótese de distribuição, uma vez que os animais do litoral do RS e Uruguai são na maior parte com CCC menor que 0,5 m e até hoje só há um único registro de tumor no Uruguai (CARACCIO *et al.*, 2001) e nenhum no RS. Havendo a confirmação histopatológica de Fibropapiloma no animal que está em tratamento no TAMAR em Florianópolis (conforme mencionado anteriormente), este será o primeiro caso oficialmente registrado desta doença no sul do Brasil, sendo Florianópolis aparentemente um limite geográfico de ocorrência desta doença, já que em todo o litoral do RS não há relatos, e o Uruguai possui apenas este caso não confirmado.

Um fato que possa trazer mais subsídios para a idéia de que a população que se alimenta na costa brasileira é também nascida em Trindade, foi a constatação por Baptistotte *et al.* (2001) da presença de fibropapilomas somente em fêmeas da colônia da Ilha de Trindade, não sendo verificado em Fernando de Noronha e Atol das Rocas (outras colônias reprodutivas para a espécie na costa do Brasil). Os animais nascidos em Atol das Rocas e Fernando de

Noronha, devido a sua localização geográfica, provavelmente são levados por outras correntes marinhas em direção à América Central e não ao sul do Brasil.

Em algumas populações são encontrados tumores em animais com CCC inferior a 0,5 m (CHALOUPKA & BALAZS, 2005), inclusive existem poucos casos até em Ubatuba (MATUSHIMA *et al.*, 1999). Zug *et al.* (2002) apontam o fato da diminuição no crescimento somático em tartarugas verde quando estão com tumores, muito embora Chaloupka & Balazs (2005) verificaram que isto ocorre somente em casos onde há um excesso de tumores. Neste trabalho, os autores ainda mencionam o fato da evolução da doença. Ela surge em animais pequenos (não há uma especificação de um tamanho mínimo), acompanhando o seu desenvolvimento. Animais pequenos aparecem com poucos tumores, enquanto que animais maiores, com uma quantidade maior deles. Aparentemente é uma conclusão lógica, embora pareça haver uma taxa (talvez constante) de crescimento dos tumores, sendo bastante raro encontrar animais pequenos com muitos tumores. Foi ainda constatado o aumento da debilidade imunológica relacionada aos tumores na medida em que este aumenta de tamanho.

Reisser *et al.* (2005) encontraram 10,8% dos animais capturados na Ilha do Arvoredo (Florianópolis) apresentando tumores, 40% do total de registros possuíam CCC superior a 0,5 m (ainda que não seja especificado em quais animais os tumores foram encontrados). De maneira similar, Gallo *et al.* (2001) em seu levantamento em Alcatrazes (Ubatuba) relatam a freqüência de 23,3% dos animais com tumores, entretanto estes com um CCC médio 0,527 m (variando entre 0,33 m e 0,78 m, n=73), embora não seja relatado em quais animais os tumores foram encontrados, mas sendo provável que a tendência se confirme.

Work *et al.* (2004) verificaram no "Hawai" a ocorrência de fibropapilomas inclusive em animais com CRC em torno de 0,4 m. Estes dados podem tanto ir exatamente ao sentido oposto às afirmações feitas acima. Entretanto, existem diversas diferenças fisiológicas entre as diferentes populações e entre os diferentes ambientes onde elas se encontram. Estas diferenças estão inclusive presentes na morfologia externa de tais tumores (analisando animais capturados em Florianópolis, com fotos apresentadas por Work *et al.* (2004)). Não é de se desprezar, portanto, que animais de diferentes populações possam expressar em tamanhos diferentes estes tumores. Até porque em algumas regiões do mundo, há uma prevalência altíssima na população de *C. mydas*, chegando até a 90% (AGUIRRE, 1998).

Pode-se pensar que Florianópolis seja uma região muito mais parecida com Ubatuba do que se imagina. Os animais encontrados na ilha podem estar permanecendo na região, e não necessariamente retornando para Ubatuba, e outras áreas mais ao norte. A ocorrência de 16,1% de *C. mydas* com CCC acima de 0,5 m (figura 8), entre os quais se encontra um animal

possivelmente adulto, sugere que a região não abrigue somente animais jovens, mas também adultos e sub-adultos em uma quantidade ainda não possível de ser mensurada. Entre os registros de Santos (2004) houve uma prevalência de 15,6%. Reisser *et al.* (2005) encontraram taxas muito mais altas na Ilha do Arvoredo, sendo 38,7% em 2005. Sabendo que as metodologias de captura são absolutamente distintas. Reisser *et al.* (2005) fazem captura intencional de animais (mergulhos em apnéia e autônomo), enquanto que o TAMAR trabalha com capturas incidentais nas redes de pesca e monitoramento das praias. Entretanto Gallo *et al.* (2001) mencionam a tendência do mergulhador em conseguir capturar animais menores, devido à facilidade, e o receio de possíveis ferimentos com um animal maior e mais forte. De acordo com Fundação Pró-TAMAR (2005) durante o ano de 2004, a base do TAMAR de Ubatuba registrou 13,16% (n=623) das ocorrências de *C. mydas* com CCC superior a 0,5 m, bastante similar à taxa encontrada em Florianópolis. Contudo, nestes dados estão inseridos os registros de capturas intencionais na Ilha de Alcatrazes, região onde Gallo *et al.* (2001) verificaram uma população com CCC médio superior ao encontrado nas outras áreas de Ubatuba, muito embora a grande maioria dos registros seja realizada fora de Alcatrazes.

Monteiro (2004) em seus gráficos de distribuição de classes de tamanho referente aos encalhes no litoral gaúcho apresenta 5,54% (n=332) dos animais com CCC superior a 0,5m (cálculos feitos pelo presente autor, baseado no gráfico apresentado). Já Areco (1997) não encontrou nenhum indivíduo de *C. mydas* com este tamanho, o maior registrado possuía 0,49m. Estes dados reforçam ainda mais a idéia da distribuição assimétrica dos indivíduos de *C. mydas* no sudeste sul do Brasil, sendo a população de Florianópolis e Ubatuba com um número maior de indivíduos com CCC maior. As médias de CCC foram bastante parecidas entre as áreas, embora não tenha sido realizado nenhum teste estatístico. Porém há um dado relacionado aos CCC que auxilia nesta hipótese. O coeficiente de variação calculado em Florianópolis pelo presente trabalho foi de 25,8% e por Santos (2004) foi de 19%. Já no RS Areco (1997) encontrou 11,84% e Monteiro (2004) 14,56%. Os trabalhos de Ubatuba não apresentam o desvio padrão, não sendo possível realizar este cálculo (Tabela 1). Como já mencionado, esta cálculo indica o percentual de valores que fogem à média. Observando estes dados nota-se que em Florianópolis os valores fogem mais a media que no RS, havendo mais animais menores e maiores, havendo no litoral gaúcho uma população mais homogênea (menor).

Além do fator de classe de tamanho ser semelhante em ambas as áreas, Bjorndal *et al.* (2005) mencionam a distribuição entre indivíduos jovens de *C. mydas* (e provavelmente outras espécies também) ser bastante influenciada por fatores do meio. Fatores estes que

podem ser: intensidade de predação humana induzindo alta mortalidade, degradação ambiental, e até a aleatoriedade de escolha entre diferentes habitats. Estas similaridades de fatores abióticos entre as duas regiões podem influenciar uma distribuição homogênea dos animais.

Moreira (2003) apresenta dados obtidos na Ilha de Trindade onde há uma aparente tendência de aumento na estimativa do número de desovas em algumas praias ao longo de oito temporadas de monitoramento. Esta tendência de aumento em colônias reprodutivas também foi discutida por Bjorndal *et al.* (2005), porém em relação à Tortuguero (Costa Rica), considerada a maior colônia reprodutiva de *C. mydas* (BJORNDAL *et al.*, 1999). Em seu trabalho é mencionada a tendência de aumento no número de fêmeas reprodutivas nesta colônia, embora as áreas de alimentação que abrigam os animais desta colônia reprodutiva não apresentem diferenças significativas nos números de indivíduos. Pode ser pelo fato do número de pequenas áreas de alimentação ser bastante elevado, fazendo com que este possível aumento populacional não seja significativo em cada uma das áreas individualmente. Este mesmo padrão pode ocorrer na costa brasileira (assim como o padrão discutido anteriormente), onde os animais presentes nas áreas de alimentação (Ubatuba, Florianópolis e outros locais) estejam em uma freqüência relativamente constante, enquanto que as suas colônias reprodutivas estão aumentando. Este aumento pode, quem sabe, refletir em um aumento no número de ocorrência de animais adultos nas áreas de alimentação. Trabalhos similares aos de Bjorndal *et al.* (2003; 2005) e Chaloupka & Limpus (2005) ainda não foram realizados no Brasil para comprovar ou não estas idéias.

5.2 INTERAÇÃO COM A PESCA

Os resultados obtidos em um primeiro momento foram facilitados pelo fato de que a maior parte dos funcionários que trabalham na base são filhos, parentes ou amigos próximos dos pescadores. Durante a implantação da base foram realizadas pequenas palestras e conversas à beira-mar. Tais conversas tornaram possível o esclarecimento de dúvidas e curiosidades dos próprios pescadores, sobre o Projeto e sobre as tartarugas. Observando a figura 7, é bastante claro o aumento no número de ocorrências apenas no primeiro semestre de 2006, porém há que se levar em consideração o fato de que todo o ano de 2005, os trabalhos de divulgação e reconhecimento da área de trabalho estavam no início.

O aumento no número de ocorrências, neste caso, é diretamente influenciado pelas metodologias de trabalho adotadas pelo TAMAR, não podendo ser relacionado aumento nas ocorrências com um possível aumento na população da região. Em Florianópolis durante o tempo analisado somente uma morte foi relatada como diretamente relacionada à atividade pesqueira.

O fato de o trabalho ser realizado há pouco tempo na região, e o receio por parte dos pescadores em relatar a morte de algum animal, com certeza influencia nestes dados. Apenas um animal foi registrado como morto diretamente relacionado à pesca, porém diversos animais encontrados mortos nas praias continham marcas de interação com a pesca (cicatrizes provavelmente relacionadas a linhas de pesca (figura 10), pedaços de rede enroladas aos membros, linhas e anzóis inteiros dentro do sistema gastrointestinal, anzol na cavidade oral, amputação traumática de membros – podendo ser tanto por predador natural, como por pescadores para tirar o animal da rede). Nestes casos onde há apenas indícios, porém não há como afirmar com absoluta certeza que o animal morreu em decorrência da sua interação com a pesca, ele não é classificado como relacionado a ela. Certamente estes dados irão aumentar com a intensificação dos trabalhos de monitoramento e conscientização dos pescadores.

Nas redes de cerco flutuante nas praias da Barra da Lagoa e dos Ingleses, não foi relatada nenhuma morte. Entretanto Santos (2004) encontrou nas praias do sul de Florianópolis 2 registros de animais mortos na mesma atividade pesqueira (2,8%). Pode ser tanto pelo fato de realmente nas áreas monitoradas pelo presente trabalho não ter ocorrido nenhuma morte, ou pelo fato de que os pescadores destas áreas monitoradas pelo TAMAR ainda não se sintam à vontade em levar até os técnicos um animal morto em suas redes. Outras áreas, como Ubatuba, os cercos flutuantes também registram animais mortos, embora seja em uma taxa

bastante baixa (BECKER, comunicação pessoal), bastante próxima a taxa encontrada por Santos (2004).

Wanderlinde (1993) obteve diversos registros de *C. mydas* mortas por interação com a pesca. Entretanto suas anotações, em grande parte, referem-se a animais mortos há algum tempo, não podendo afirmar se o animal morreu nas redes ou foi morta posteriormente à sua captura. De qualquer maneira, o trabalho foi realizado também em Florianópolis, e a autora relata um grande comércio de carne e casco dos animais, bem como o relato de pescadores que os animais de fato morrem bastante nas redes, em especial a "feiticeira" e a rede de linguado. A primeira também conhecida como "três malhos", permanece fixa ao fundo onde são colocadas três redes uma sobreposta a outra. As duas redes que ficam por fora possuem malha maior, podendo ter cerca de 20 cm entre nós, enquanto que a interna é com 11 cm entre nós. Já a rede de linguado tem geralmente 2 metros de altura e 1200 metros de comprimento, sendo a malha em torno de 14 cm entre nós. Ambas as artes de pesca são redes de emalhe. Ainda em Florianópolis, Santos (2004) analisou apenas capturas de *C. mydas* em redes de cerco flutuante. Neste trabalho foram encontrados dois animais mortos, embora a interação com estas redes seja bastante elevada.

No litoral gaúcho Areco (1997) e Monteiro (2004) descreveram uma alta interação entre a pesca e as tartarugas. Areco (1997) escreveu seu trabalho baseado no monitoramento das pescas artesanais na cidade de Rio Grande – RS, enquanto que Monteiro (2004) fez entrevistas com pescadores industriais e artesanais, sendo que 51,1% dos barcos industriais atuam na rede de emalhe, saindo de Rio Grande, São José do Norte, Torres, Itajaí, Laguna, Navegantes, Florianópolis e Santos. Entre todos os pescadores entrevistados, apenas 29% afirmam que as tartarugas chegam mortas ao barco. Houve ainda uma outra pergunta, onde 48,9% dos entrevistados acreditam que nos últimos cinco anos o número de tartarugas diminuiu, sendo que grande parte de todos os pescadores afirmam que o responsável pelo elevado índice de capturas nas redes é o excesso no esforço de pesca. Em suas análises ainda com relação aos encalhes, houve uma direta relação com as épocas de maior atividade pesqueira da frota industrial no litoral gaúcho. Seus dados se completam quando nota a prevalência de *C. caretta* nos encalhes, e os pescadores afirmam ser esta a espécie que mais interage com os petrechos. Areco (1997) trabalhou apenas com pesca artesanal, afirmando que a maior interação ocorreu em regiões estuarinas. Verificou, como outros autores já o fizeram, que a pesca de arrasto de camarão é uma das principais ameaças às populações de tartarugas, sendo esta realizada em águas pouco profundas, sobrepondo-se às áreas de alimentação.

Como já mencionado, a interação com a pesca é considerada a maior causa de morte de tartarugas marinhas atualmente em todo o mundo (NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1990). Entretanto algumas novas estimativas populacionais realizadas reforçam esta constatação. Bjorndal *et al.* (2003) realizaram um trabalho estimando a taxa de sobrevivência de *C. mydas* em uma área protegida de predação humana nas Bahamas, e estimaram uma taxa de 89,1%. Significa dizer que 89,1% dos animais desta população sobrevivem a cada ano que passa (não levando em consideração o crescimento populacional). Porém, à medida que estes animais se afastam desta área e passam a áreas onde ocorre a interação com o homem (pesca), esta taxa cai para 76,1%, evidenciando o grande impacto da pesca sobre estes animais. Os autores mencionam a necessidade de mais trabalhos nesta área para animais imaturos. Ainda nesta linha de pesquisa, Chaloupka & Limpus (2005) fizeram um trabalho semelhante, analisando também uma população de *C. mydas*, porém na grande barreira de coral da Austrália. Este trabalho levou em consideração três classes de tamanho para os animais. Juvenis (CCC variando entre 0,4 m e 0,65 m), sub-adultos (0,65 m a 0,9 m) e adultos (acima de 0,9 m). Encontrou uma taxa de sobrevivência em torno de 86% para juvenis e sub-adultos, sem diferenças estatísticas entre estes. Já para adultos, foi encontrada uma taxa de 94%. Ambos os autores (Bjorndal *et al.* e Chaloupka & Limpus) mencionam o fator migração como determinante para estas estimativas. Em um simpósio sobre conservação de tartarugas marinhas realizado em 2001, Eckert & Abreu-Grobois (2001) apud Bjorndal *et al.* (2005) mencionam que: "até que seja detectada uma mudança estatística na abundância (ou até que uma estabilidade populacional seja demonstrada com precisão estatística) trabalhos de estimativa de abundância devem continuar". Esta recomendação é feita devido ao fato de que atualmente, e durante muitos anos, as estimativas populacionais para as tartarugas foram realizadas quase que exclusivamente em dados obtidos nas áreas de reprodução (número de fêmeas ou de ninhos em uma área de desova) (BJORNDAL *et al.*, 2005). Alterações na abundância populacional em uma área podem estar diretamente ligadas à sobrevivência e movimentos migratórios (BJORNDAL *et al.*, 2005). Ainda neste trabalho, os autores concluem que na área em estudo (Bahamas) o grande responsável pela flutuação na abundância populacional foi a migração, uma vez que a taxa de sobrevivência manteve-se estável praticamente durante todo o tempo amostrado.

Em Florianópolis estas estimativas ainda não podem ser realizadas uma vez que o número amostral de capturas, marcações e recapturas é muito baixo (os trabalhos anteriormente citados levam em consideração 23 anos de trabalho (BJORNDAL *et al.*, 2003; 2005) e 9 anos (CHALOUPKA & LIMPUS, 2005)). Contudo é possível imaginar que nesta região, e em toda

a costa do Brasil, ocorra um movimento migratório similar ao descrito acima por Bjorndal *et al.* (2005). O número de indivíduo nas populações de *C. mydas* das diferentes áreas de alimentação da costa brasileira deve flutuar anualmente, de acordo com diversos fatores que influenciam a migração destes animais. Portanto, a distribuição espacial e temporal destas populações provavelmente é diretamente influenciada por estes movimentos migratórios.



Figura 10: *C. caretta* com sinal claro de interação com a pesca.

A população de *C. mydas*, e das outras espécies em geral, que utiliza o litoral de Santa Catarina como área de alimentação e passagem precisa ainda ser mais bem estudada para conclusões mais precisas sobre o seu ciclo biológico. Foi constatada a presença de tumores nesta região, o que não havia sido encontrado em alguns outros levantamentos anteriores. Porém ainda não foram realizados exames histopatológicos do material coletado para a confirmação da doença. Este levantamento foi o que, até a presente data, abrangeu as mais diversas formas de interação das tartarugas marinhas com o homem na região. Entretanto, todos os dados obtidos ainda não são suficientes para uma avaliação precisa do total de indivíduos na região, sazonalidade de ocorrência de cada espécie, principais formas de pesca que mais interagem e as que são mais predatórias a estes animais, entre outros aspectos.

A pesca na região não aparece, nestes resultados apresentados, como um fator que apresente grande risco às populações de tartarugas marinhas, ainda que este fator seja amplamente apontado por diversos autores como a maior causa antrópica de morte destes animais. Porém como discutido anteriormente, é bastante provável que a interação com a pesca seja muito maior que a apresentada por este trabalho, bem como as mortes relacionadas sejam igualmente superiores.

O monitoramento de toda a região por mais tempo é necessário para que se estabeleçam novas parcerias com pescadores, e mais destes sejam contatados para auxiliar nos trabalhos. O aumento gradativo no número de ocorrências ainda não pode ser encarado como uma sazonalidade, visto que diariamente novas pessoas ficam sabendo do trabalho do TAMAR na região. Somente a partir do mapeamento de todas as formas de pesca ao redor da ilha, em que épocas do ano e com que esforço de pesca cada uma delas atua, e fazendo o monitoramento destas durante alguns anos é que poderá se ter mais certeza sobre todos os aspectos anteriormente mencionados.

Pupo (2004) trabalhou fazendo entrevistas com pescadores nas comunidades pesqueiras em Florianópolis, e constatou um grande conhecimento sobre a biologia dos animais. É possível através de conversas com estes trabalhadores saber ainda mais detalhadamente épocas de maior ocorrência, locais, formas de captura, entre outros.

Em outras localidades onde o TAMAR atua no litoral brasileiro, atividades de fontes alternativas de renda foram criadas para tentar acabar com esta interação negativa com os animais. Estas alternativas podem ser tanto oferecer empregos diretos dentro das ações do

TAMAR (confecção de roupas, atendente de lojas, monitores dos locais de visitação, entre outros), ou através dos grupos produtivos. Estes grupos são organizados visando o resgate às culturas locais, gerar renda aos produtores e profissionalização dos indivíduos. Entre as atividades que o TAMAR atualmente já desenvolve em outras comunidades pode-se citar a oficina de sacolas de papel reciclado em Ubatuba – SP (GALLO *et al.*, 2000; SHIRAISHI, 2005), formação de guias mirins na Praia do Forte – BA (VIEITAS *et al.*, 1998), incentivo às rendeiras de Almofala – CE (LIMA & MELO, 2001), criação de ostras (SILVA *et al.*, 1998) e cursos de incentivo ao artesanato local em Pirambú – SE (CASTILHOS & ROCHA, 1993). Estas atividades produtivas não visam lucro ao Projeto, mas sim diretamente ao produtor artesanal. Muitas vezes o próprio TAMAR se encarrega de disponibilizar espaço em suas lojas para o comércio de tais produtos, ou acaba por comprar e utilizar toda a produção, como o caso das sacolas de papel reciclado, que são utilizadas para embalar produtos comercializados nas lojas. O programa de formação de guias mirins muitas vezes mostra às crianças e aos adolescentes uma forma de como se profissionalizar em áreas relacionadas ao turismo. Diversos antigos integrantes deste programa acabaram fazendo cursos de turismo e hotelaria e se especializaram na área. Os bordados fabricados pelas rendeiras de Almofala são comercializados em diversas lojas do TAMAR pelo litoral brasileiro. Cada comunidade possui características específicas que podem ser exploradas de diversas formas para gerar renda aos moradores locais.

Está ainda em expansão o monitoramento de todas as pescarias ao redor da ilha, através de parcerias com a Companhia de Polícia de Proteção Ambiental – CPPA, o Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul – CEPSUL do IBAMA, sediado no Porto de Itajaí, e pescadores artesanais. O CPPA possui diversas bases de monitoramento e atuação ao longo da costa catarinense atendendo diversas chamadas de animais mortos ou encalhados. Em casos de ocorrências de tartarugas marinhas, elas são imediatamente encaminhadas até a base do Projeto para os devidos procedimentos. Enquanto que o CEPSUL possui um escritório do TAMAR dentro das suas instalações, com técnicos trabalhando diretamente com a pesca industrial. Simultaneamente, pescadores colaboradores espalhados ao redor da ilha e em algumas praias do litoral do Estado fora da ilha, informam ao TAMAR sobre animais que eventualmente apareçam mortos nas praias ou em suas redes. Durante a conclusão deste trabalho, foi constatado o início dos preparativos para a temporada da pesca com cerco flutuante, a qual deve começar em setembro. Antigas parcerias estão sendo reforçadas a fim de melhorar o esforço amostral destas pescarias e se possível minimizar os efeitos negativos desta sobre os animais.

Assim como estas organizações mencionadas, também estão começando a serem realizadas parcerias com laboratórios da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Estas parcerias visam aumentar as pesquisas relacionadas às tartarugas, bem como aumentar o conhecimento sobre as espécies que ocorrem no litoral catarinense. Trabalhos nas áreas de toxicologia e parasitologia já tiveram início, porém ainda não apresentam resultados consistentes. Outras parcerias com diferentes laboratórios de diferentes áreas estão sendo realizadas e em pouco tempo poderão apresentar os primeiros resultados.

Como discutido anteriormente, é altamente recomendável à realização de trabalhos de estimativa da taxa de sobrevivência e de abundância populacional das espécies que ocorrem no Brasil, para que se tenham estimativas mais próximas do real estado das populações. Existem áreas de alimentação no Brasil que são monitoradas há mais de 10 anos, onde há um elevado número de ocorrência de marcação e recaptura dos animais. Estas estimativas poderão melhorar o embasamento teórico para forçar uma alteração nas políticas públicas e privadas de proteção destas espécies e acelerar os processos pendentes sobre o assunto. Assim como estas estimativas, mais trabalhos na área de tumores (fibropapilomas) são necessários a fim de entender melhor as causas e conseqüências destes. Estes dados são importantes para o acompanhamento da freqüência de ocorrência desta doença.

Este é ainda, de certa forma, um trabalho preliminar. Os resultados aqui apresentados são apenas os primeiros de pouco mais de um ano de monitoramento. Após o término de monitoramento de uma temporada de pesca nos cercos flutuantes (o que deverá ocorrer em abril de 2007), já será possível se ter uma melhor idéia da quantidade de captura/interação com esta arte de pesca. Outras artes precisam ainda ser caracterizadas no entorno de ilha, e a partir daí começar um monitoramento efetivo destas pescarias para se ter uma idéia da quantidade de captura/interação. Este trabalho deve ter os primeiros resultados, portanto, somente no segundo semestre de 2007.

Somente após uma ampla divulgação em toda a comunidade de toda a região da Grande Florianópolis, os resultados passarão a ser bastante concisos para que se tenham conclusões mais elucidativas sobre a biologia e distribuição de *C. mydas* e as outras espécies no litoral de Florianópolis e do Estado de Santa Catarina como um todo.

AGUIRRE, A. A. Fibropapillomas in marine turtles: A workshop at the 18th annual symposium on biology and conservation of sea turtles. **Marine Turtle Newsletter**. Wales, n.82, p.10-12. 1998.

ARECO, D. **Captura incidental de tartaruga marinha na pesca artesanal no litoral sul do Rio Grande do Sul.** 1997. 51f. Monografia Curso de Oceanologia. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, 1997.

BALAZS, G. H.; MURAKAWA S. K. K.; ELLIS, D. M.; AGUIRRE, A. A. Manifestation of fibropapillomatosis and rates of growth of green turtles at Kaneohe Bay in the Hawaiian Islands. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 18, Mazatlan. **Proceedings…**, Mazatlan: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503: 1998. p.?.

BAPTISTOTTE, C.; SCALFONI, J. T.; GALLO, B. M. G.; SANTOS, A. S.; CASTILHOS, J. C. de; LIMA, E. H. S. M.; BELLINI, C.; BARATA, P. C. R. Prevalence of sea turtle fibropapillomatosis in Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 21. Philadelphia. **Proceedings...**, Philadelphia: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503: 2001. p.111-113.

BARATA, P.C.R.; GALLO, B.M.G.; SANTOS, S. dos; AZEVEDO, V.G.; KOTAS, J.E. Captura acidental da tartaruga marinha ***Caretta caretta*** (Linnaeus, 1758) na pesca de espinhel de superfície na ZEE Brasileira e em águas internacionais. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande do Sul. **Anais...**, Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Rio Grande, 1998. p 579-581.

BELLINI, C.; MARCOVALDI, M.Â.; SANCHES, T.M.; GROSSMAN, A.; SALES, G. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest *Chelonia* rookery in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.72, p.1-2. 1996.

_____; SANCHES, T.M.; SALES, G.; OTONI NETO, G.F.; SILVA NETO, J.R. da; FEITOSA, R.S. de C.; SILVA, V.Q.C. da. Tartarugas marinhas no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA MATA ATLÂNTICA, 7., 1997. Ilhéus. **Anais...**, Ilhéus: EDITUS, 1997, p.245-246.

BJORNDAL, K. A. Nutritional ecology of sea turtles. **Copeia** v.1985, n.3, p.736-751. 1985.

_____; WETHERALL, J. A.; BOLTEN, A. B.; MORTIMER, J. A. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. **Conservation and Biology**. v.1, n.13, p.126-134. 1999.

_____; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y. Survival probability estimates for immature green turtles *Chelonia mydas* in the Bahamas. **Marine Ecology Progress Series**. v.252, p.273-281. 2003.

_____; BOLTEN, A. B.; CHALOUPKA, M. Y. Evaluating trends in abundance of immature green turtles, *Chelonia mydas*, in the Greater Caribbean. **Ecological Applications**. v.1, n.15, p.304-314. 2005.

BOLTEN, A. B.; BJORNDAL, K. A.; MARTINS, H. R.; DELLINGER, T.; BISCOITO M. J.; ENCALADA, S. E.; BOWEN, B. W. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. **Ecological Apliccations**. v.1, n.8, p. 1-7. 1998.

BOWEN, B. W.; MEYLAN, A. B.; ROSS, P.; LIMPUS, C. J.; BALAZS, G. H.; AVISE, J. C. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of the matriarchal phylogeny. **Evolution**, v.4, n.46, p.865-881. 1992.

BRITO, F. L. da C.; MAIA, F. C. L.; FRANÇA, L. M. O. de; ALBUQUERQUE, A. R. de; SANTOS, R. A. M.; CAVALCANTI, M. A. M.; GUIMARÃES, E. S. G. Fibropapillomatosis and multiple fibromas in a green turtle from the south coast of Pernambuco state, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**. Wales, n.106, p.12. 2004.

CARACCIO, M. N.; HERNANDEZ, M.; VITUREIRA, N.; FALLABRINO, A.; LAPORTA, M.; CALVO, V.; LEZAMA, C. Possible Presence of Fibropapilloma in Green Turtle (*Chelonia Mydas*) in Uruguay. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 21., 2001. Philadelphia. **Proceedings...**, Philadelphia: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503: 2001. p. ?

CARACCIO, M. N.; FORMIA, A.; HERNANDEZ, M.; FALLABRINO, A.; BRUFORD, M. Preliminary mixed stock analysis of juvenile green turtles in Uruguay using mitochondrial DNA sequences. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 23., 2003. Kuala Lumpur. **Proceedings...**, Kuala Lumpur: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503: 2003. p. 110.

CARR, A. The Ascension Island Green Turtle Colony. **Copeia**. v.1975, n.3. p.547-555, 1975.

CASTILHOS, J.C. de.; ROCHA, D.A. dos S. Execução de atividades de educação ambiental nas comunidades litorâneas próximas às áreas de desova das tartarugas marinhas. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA DE PESCA, 8, 1993, Aracaju. **Resumos...**, Aracaju: FINEP, 1993. p.25.

CHALOUPKA, M. Y.; BALAZS, G. Modelling the effect of fibropapilloma disease on the somatic growth dynamics of Hawaiian green sea turtles. **Marine Biology**. v.147, p.1251-1260. 2005.

_____; LIMPUS, C. Estimates of sex- and age-class-specific survival probabilities for a southern Great Barrier Reef green sea turtle population. **Marine Biology**. v.146, p.1251-1261. 2005.

CRAIG, P.; PARKER, D.; BRAINARD, R.; RICE, M.; BALAZS, G. Migrations of green turtles in the central South Pacific. **Biological Conservation**. n.116, p.433-438, 2004.

FATMA. Serviços. Balneabilidade. Disponível em: <http://www.fatma.sc.gov.br/servico/arqpdf_2006/Relatório%202005%202006%20-%20017.pdf>. Acesso em: 16 abril 2006.

FERNANDES, J.S.; GIFFONI, B.B.; MACEDO, S.; GALLO, B.M.G.; BECKER, J.H. Análise da sazonalidade das capturas de *Chelonia mydas*, em cerco flutuante na Ilha de Anchieta, Litoral, Norte do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref.14065.

FRAZIER, J. Marine turtles: the role of flagship species in interactions between people and the sea. **MAST**, Amsterdam, v. 4, n. 01, p. 5-38. 2005.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Centro TAMAR-IBAMA. **Artes de Pesca que Capturam Tartarugas Marinhas em: São Paulo, Espírito Santo, Bahia, Sergipe, Ceará e Fernando de Noronha.** Salvador, 2000. Dados não publicados.

_____. Centro TAMAR-IBAMA. **Programa Nacional para a Redução da Captura Incidental das Tartarugas Marinhas na Pesca.** Salvador, 2002. Dados não publicados.

_____. Centro TAMAR-IBAMA. **Relatório Técnico Anual 2004 - São Paulo.** São Paulo, 2005. Dados não publicados.

_____. Centro TAMAR-IBAMA. **Relatório Trimestral de Atividades – Outubro a Dezembro de 2005.** Florianópolis, 2006. Dados Não Publicados.

GALLO, B. M.G.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J. H.; BARATA, P. C. R. A base do Projeto TAMAR – IBAMA em Ubatuba (Estado de São Paulo, Brasil): Conservação das tartarugas marinhas em uma área de alimentação. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 13., 2000. Itajaí. **Anais...,** Itajaí: UNIVALI, 2000, p.500-502.

_____; CAMPOS, F.P.; CHAGAS, C.A.; BECKER, J.H. Levantamento preliminar de ocorrência de tartarugas marinhas no Arquipélago de Alcatrazes, litoral norte do Estado de São Paulo. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Fundação Universidade Federal de Rio Grande, 2001.

_____;CAMPANHÃ, R.A.C.; CAMPOS, F.P.; CHAGAS, C.A.; PALUDO,D.; GIFFONI, B.B.; BECKER, J.H. Levantamento preliminar da ocorrência de tartarugas marinhas nas ilhas do litoral do Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

GUEBERT, F. M.; ROSA, L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Monitoramento da mortalidade de tartarugas marinhas no litoral paranaense, sul do Brasil. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2. 2005. Rio Grande. **Livro de Resumos…**, [S.l.:s.n.], p.50., 2005.

GROSSMAN, A.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. Â. Reproductive biology of the green turtle at the biological reserve of atol das rocas off northeast Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 22., 2002. Miami. **Proceedings...**, Miami: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503: 2002. p. 136.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas. Servidor de dados. Banco de dados on-line sobre as cidades. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/default.php>. Acesso em: 01 abril 2006.

IBAMA. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Desembarque de pescados no Rio Grande do Sul em 2002. MMA/IBAMA/CEPERG, Rio Grande. 2003.

IOUSP. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. Projeto DEPROAS. Disponível em: <http://www.io.usp.br/brasil/projetos/deproas.html>. Acesso em: 16 abril 2006.

JARDEWESKI, C.L.F.; SALES,G.; POLETTE, M. Interação da Pesca Artesanal de Lagosta com Tartarugas Marinhas no Litoral Norte da Bahia. In: SIMPÓSIO DE ETNOBIOLOGIA E ETNOECOLOGIA DA REGIÃO SUL: ASPECTOS HUMANOS DA BIODIVERSIDADE. 1., 2003. Florianópolis. **Anais...**, [Sl.:s.n.], 2003.

KOTAS, J.E.; SANTOS, S. dos; AZEVEDO, V.G. de; GALLO, B.M.G.; BARATA, P.C.R. Incidental capture of loggerhead (Caretta caretta) and leatherback (Dermochelys coriacea) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. **Fishery Bulletin**. Seattle: U.S.Department of Commerce. v.102, n,2, p. 393-399. 2004.

LEWIS, D. dos S. **Eficiência e seletividade dos petrechos utilizados na pesca artesanal em função das variáveis climáticas e oceanográficas na praia dos Ingleses, Florianópolis, Santa Catarina**. 2004. 27 f. (Projeto de tese de Doutorado) – Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2004.

LIMA, E. H. S. M.; CRUZ, F. A. B. M.da.; MORAIS, S. M. R.da S.; MELO, M. T. D. Capturas acidentais de tartarugas marinhas em currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA Base de Almofala – Campanha 2002. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 14., 2003. Maceió. **Livro de Resumos...**, Maceió: Universidade Federal de Alagoas, p.349, 2003.

_____; LAGUEUX, C. J.; CASTRO, D. W.; MARCOVALDI, M. Â. From one feeding ground to another: green turtle migration between Brazil and Nicaragua. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.85, p.10. 1999.

_____; MELO, M.T.D. Valorização cultural e envolvimento comunitário para salvar as tartarugas marinhas em Almofala-Ceará. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., 2001, Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanografia, 2001. ref 043.

_____; TROËNG, S. Link between green turtles foraging in Brazil and nesting in Costa Rica? **Marine Turtle Newsletter**. Wales, n.94, p.9. 2001.

LIMA, E.P. e; ANGELONI, L.F. Tartarugas marinhas II: Levantamento preliminar da incidência de tartarugas marinhas no litoral de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 21, 1996, Porto Alegre. **Resumos.** Porto Alegre, RS, 6-8 Fevereiro, p 190.

LUM, L. L.; LIMA, E. H. S. M.; SANTOS, A. Green turtle tagged in Brazil recovered in Trinidad. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.82, p.9. 1998.

MARCOVALDI, M.Â.; MARCOVALDI, G. M. F. G. dei. Projeto Tartaruga Marinha: áreas de desova, época de reprodução, técnicas de preservação. **Boletim FBCN**. Rio de Janeiro, n. 22, p.95-104. 1987.

_____; SILVA, A.C.C.D. da; GALLO, B.M.G.; BAPTISTOTTE, C.; VIEITAS, C.F.; BELLINI, C.; LIMA, E.H.S.M.; CASTILHOS, J.C. de; THOMÉ, J.C.A.; SANCHES, T.M. Sea turtle feeding grounds of Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 18., 1998. Sinaloa. **Proceedings...**, [S.l.:s.n.], 1998, p 87.

_____; MARCOVALDI, G.G. dei. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, Washington, n.91, p.35-41. 1999.

_____; THOMÉ, J.C.; SALES, G.; COELHO, A.C.; GALLO, B.; BELLINI, C. Brazilian Plan for Reduction of Incidental Sea Turtle Capture in Fisheries. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.96, p. 24-25. 2002.

MATUSHIMA, E. R.; LONGATTO-FILHO, A.; LORETTO, C.; KANAMURA, C. T.; GALLO, B. M. G.; BAPTISTOTTE, C. Cutaneous papillomas of green turtles: A morphological and imunnohistochemical study in Brazilian specimens. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 19., 1999. South Padre. **Proceedings...**, South Padre: NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503: 1999. p. 237-239.

MEHNERT, D.U.; MONEZI, T. A.; MÜLLER, N.T.; COSTA, S.M., BATLOUNI, S.R.; BORELLA, M.I.; HÁRSI, C.M.; CANDEIAS, J.M.G.; BAPTISTOTTE, C.; MATUSHIMA, E.R. Estudo etiológico de fibropapilomatose de tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas*. I. Pesquisa de agentes virais. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 10., 2001. São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia USP, 2001, p.95.

MONTEIRO, D. da S. **Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no litoral do Rio Grande do Sul.** 2004. 58f. Monografia Curso de Ciências Biológicas. Departamento de Ciências Morfo-Biológicas, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2004.

MOREIRA, L. M. de P. **Ecologia reprodutiva e estimativa de ninhos da tartaruga verde - Aruanã – *Chelonia mydas* (LINNAEUS, 1758) (Testudines, Reptilia) na Ilha da Trindade – Espírito Santo – Brasil.** 2003. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Programa Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2003.

MORTIMER, J. A. & A. CARR. Reproduction and migration of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). **Copeia**. v.1987**,** n.1, p.103-113, 1987.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL, **Decline of sea turtles: causes and prevention**. National Academy Press, Washington, USA. 1990.

PEDROZA, A.D.R.J. **Relatório de Atividades Centro TAMAR-IBAMA – Base de Paranaguá**, Curitiba: 1992. 23p. Dados não publicados.

PRITCHARD, P. C. H. Post nesting movements of marine turtles (cheloniidae and dermochelyidae) tagged in the Guianas. **Copeia**. v.1976, n.4, p.749-754. 1976.

_____. **Encyclopaedia of Turtles**. 2. ed. Jersey City: T.F.H, 1979.

POUGH, F. H.; JANIS, C. M.; HEISER, J. B. **A vida dos vertebrados.** 3 ed. São Paulo: Atheneu, 2003. 699 p.

PUPO, M.M. **Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca artesanal da Ilha de Santa Catarina.** 2004. 43f. Monografia Curso de Ciências Biológicas. Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

REISSER, J. W.; PROIETTI, M. C.; KINAS, P. G. Tartarugas marinhas da Ilha do Arvoredo, Reserva Biológica Marinha do Arvoredo, SC. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2, 2005, Rio Grande. **Resumos...**, Rio Grande. p.30-33. 2005

RODRIGUES, P.; LEITE Jr, N.O.; CARVALHO, D.; NEVES, T. Descrição da pesca de currico e espinhel de superfície na localidade de Itaipava/ ES e sua interação com tartarugas e aves marinhas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2004. São Paulo. **Resumos…**,[S.l.:s.n.], 2004.

SALES, G.; GIFFONI, B.; BARATA, P. C. R.; MAURUTTO, G. Interação de Tartarugas Marinhas com a Pesca de Espinhel Pelágico na Costa Brasileira – 1999 – 2003. In: REUNION SOBRE INVESTIGACION Y CONSERVACION DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLATICO SUR OCIDENTAL, 2. 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos…**, [S.l.:s.n.], p.31., 2004.

_____; GIFFONI, B.B.; MAURUTTO, G.; BRUNZIN, M. Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo - Brasil. In: JORNADAS DE CONSERVACIÓN Y USO SUSTENTABLE DE LA FAUNA MARINA, 2., REUNIÓN DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 1., 2003. Montevideo. **Libro de Resúmenes...**, [Sl.:s.n.], 2003. p. 65.

SANTOS, R.C.A. **As tartarugas marinhas na Ilha de Santa Catarina, com ênfase ao manejo de tartarugas-verdes *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Reptilia, Cheloniidae) capturadas na pesca artesanal no Pântano do Sul e na Armação**. 2004. 84 f. Monografia Curso de Ciências Biológicas – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

SHIRAISHI, G. de F. **Das atividades de marketing em organizações privadas sem fins lucrativos**: um estudo exploratório em associações e fundações ambientalistas. 2005. 216 f. Dissertação (Mestrado em Administração) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

SILVA, A.C.C.D. da; SANTOS, S.M.; FRAGA, R.T. Introdução da ostreicultura em comunidades no estuário do Rio São Francisco, fixação e crescimento de ostras *Crassostrea rhizophorae*. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 10., 1998. Recife. **Resumos...**, [S.1.:s.n.]. 1998, p.182.

VIEITAS, C.F.; LOPEZ, G.G.; MARCOVALDI, M.Â. Programa de educação ambiental para treinamento de guias ecológicos mirins do projeto TAMAR/IBAMA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22, 1998, Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998. p.358.

WANDERLINDE, J. **Levantamento taxonômico na Ilha de Santa Catarina (SC) e estudos de marcação e proteção das tartarugas marinhas na base de Interlagos (BA)**. 1993. 69 f. Monografia Curso de Ciências Biológicas – Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1993.

WERNECK, M. R.; BAPTISTOTTE, C. Reabilitação de tartarugas marinhas na Base de Ubatuba do Projeto TAMAR-IBAMA. In: ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 11. 2002. Guarapari. **Anais...**, Espírito Santo: ABRAVAS, 2002, p.73.

WORK, T. M.; BALAZS, G. H.; RAMEYER, R. A.; MORRIS, R. A. Retrospective pathology survey of green turtles *Chelonia mydas* with fibropapillomatosis in the Hawaiian Islands, 1993-2003. **Diseases of Aquatic Organisms**. Utrecht, n.62, p.163-176. 2004.

ZUG, G. R.; BALAZS, G. H.; WETHERALL, J. A.; PARKER, D. M.; MURAKAWA, S. K. K. Age and growth of Hawaiian green sea turtles (Chelonia mydas): an analysis based on skeletochronology. **Fishery Bulletin**, Seattle: U.S.Department of Commerce. v. 100, n.1, p. 117-127. 2002.

Anexo I – Questionário de Caracterização da Pesca com Cerco Flutuante

CARACTERIZAÇÃO DA PESCA COM CERCO FLUTUANTE

Data: ____/____/_____ Local da entrevista:_____

Nome do Barco: _____ Nome do Mestre: _____

Caracterização do petrecho:

a) Qual o material utilizado? Nylon, (mono ou multifilamento (seda)), poliamida, etc

b) Número de bocas (1 ou 2)

c) Qual o tamanho da boca do cerco? (medida de abertura horizontal da entrada do cerco)

d) Qual o diâmetro do rodo? (comprimento linear entre as extremidades mais distantes)

e) Qual o tamanho do caminho (comprimento linear)

Caracterização da embarcação:

a) Material do casco? Madeira, Aço, Ferro

b) Qual o comprimento do barco? Em metros

c) Tipo de propulsão? Vela, remo, motor...

d) Qual a potência do motor? HP

e) Capacidade do Porão? toneladas

f) Conservação do pescado? Gelo, câmara frigorífica, etc

Área de atuação:

a) Qual a área de atuação? Limites N e S e Limites L e W

b) Em que profundidades atuam? Profundidades mínima e máxima de atuação

Distribuição temporal:

a) Em que meses realizam esta pescaria?

b) Que pescarias utilizam nos outros meses?

Aspectos organizacionais:

a) Como estão organizados os pescadores? (colônias, associações, cooperativas, empresas)

Pontos de desembarque:

a) Local onde o pescado é desembarcado

Interfaces institucionais:

a) Quais instituições (governamentais, ONGs, Universidades, etc) interagem (de maneira positiva ou não) com essa pescaria.

Número de pescadores envolvidos:

a) Refere-se o número de tripulantes por embarcação?

Espécies-alvo:

a) Quais são as espécies buscadas por essa pescaria

Potencial pesqueiro:

a) Refere-se ao número de embarcações que atuam nesta pescaria

Legislação Incidente

Refere-se aos aspectos legais que incidem sobre essa pescaria

12. Unidade de esforço

Definir a unidade de esforço que será utilizada para cálculo de CPUE de tartarugas marinhas

Anexo II – PROTOCOLO PARA MARCAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS
PROJETO TAMAR - IBAMA

1. MARCAÇÃO E BIOMETRIA DE TARTARUGAS MARINHAS

1) Manejar e marcar tartarugas marinhas pode resultar na introdução ou transmissão de doenças entre as tartarugas marinhas. Nunca reutilize marcas e sempre desinfete o equipamento de marcação, a fim de evitar a contaminação das tartarugas marcadas.
2) As marcas devem estar limpas de resíduos de óleo, proveniente da fabricação. Para isso lavar em água quente e enxaguar em álcool, guardando-as em saco plástico ou recipiente limpos.
3) Para evitar a perda de marcas pelas tartarugas marinhas, **sempre devem ser aplicadas duas marcas, uma em cada nadadeira dianteira (procedimento padrão internacional).**
4) Encaixar corretamente a marca no alicate, observando se o ponto da marca por onde passa a lingüeta coincide com a parte do alicate onde existe a depressão que permite o fechamento da marca. A marca deve sempre ser colocada na "axila" do lado e bem junto da primeira escama, como representado no diagrama na Figura 1, para as espécies *C. caretta, L. olivacea, C. mydas e E. imbricata*. Para a *D. coriacea*, a marca é colocada nas nadadeiras posteriores, na curva entre a nadadeira e a cauda do animal (Figura 2).

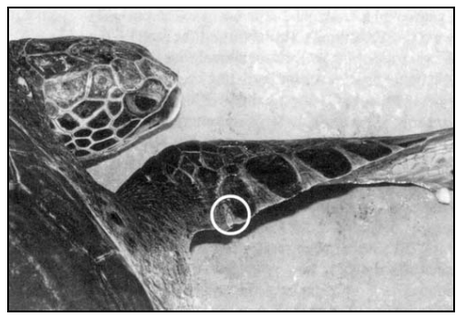


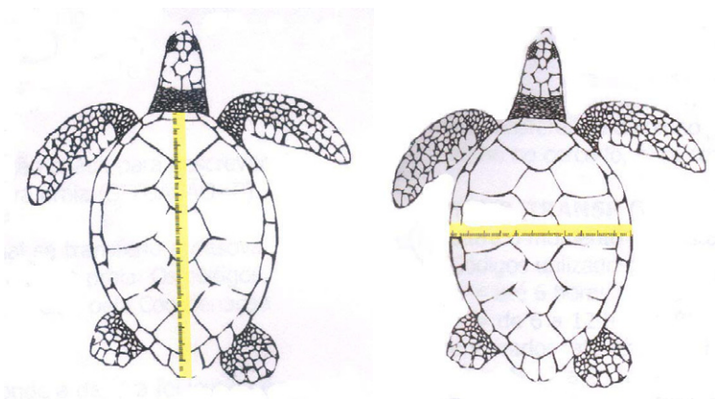
Figura 1. Local de marcação *Cc, Lc, Cm* e *Ei*.



Figura 2. Local de marcação *D. coriacea.*

5) O alicate deve ser pressionado de uma só vez, utilizando-se força e firmeza suficientes para que a lingüeta atravesse a nadadeira e feche na parte inferior. Após a marcação, certificar que a mesma esteja bem fechada. Caso a marca não esteja bem fechada, encaixar o alicate cuidadosamente e aplicar nova pressão. Se ainda assim não resolver, remover a marca e aplicar uma nova. **IMPORTANTE: marcas mal colocadas são facilmente perdidas ou eliminadas pelo animal.**
6) **Aos observadores de bordo só será permitida a marcação com foto-identificação. Além disso, os dados referentes à espécie, data e marcas devem ser anotados em uma placa de PVC e constar na foto**

7) As marcas colocadas, encontradas e/ou retiradas devem ser imediatamente anotadas no caderno de campo, junto com os demais dados padrão, de preferência antes da soltura do animal. Este procedimento permite a eliminação de dúvidas a respeito de número das marcas e tamanho.
8) **Os dados referentes à marcação devem ser lançados no Banco de Dados do Projeto TAMAR - IBAMA o mais rápido possível**, em função da necessidade de controle de retorno da informação, oriundo de uma possível recaptura ou morte do(s) indivíduo(s) marcado(s).
9) **Após a execução da atividade (reprodutiva, não-reprodutiva) para qual as marcas foram cedidas, o parceiro deve devolver ao TAMAR as marcas que não foram utilizadas.**
10) As medidas padrão de comprimento e largura da carapaça das tartarugas marinhas coletadas pelo TAMAR são sempre curvilíneas, tomadas com uma fita métrica flexível, que acompanha o contorno da carapaça do animal.
11) O COMPRIMENTO CURVILÍNEO DA CARAPAÇA será medido com auxílio de uma fita métrica, colocada diretamente sobre o casco do animal. Toma-se a medida da distância entre as bordas anterior e posterior da carapaça. Deve-se utilizar como extremidade anterior a borda da placa nucal (ou pré-central) ao longo da linha central do casco e como extremidade posterior o ponto médio do segmento de reta que une as placas supracaudais (figura 4). No caso de *D. coriacea* a fita deve ser colocada ao lado da quilha central. A fita métrica deve ser colocada diretamente sobre o casco da tartaruga. No caso da ocorrência de epibiontes interferindo na medição, estes devem ser retirados ou a medida não será considerada. A medida deverá sempre ser expressa em metros.
12) A LARGURA CURVILÍNEA DA CARAPAÇA será medida com auxílio de uma fita métrica, na região mais larga da carapaça, perpendicular a linha central (figura 5). A fita métrica deve ser colocada diretamente sobre o casco da tartaruga. No caso da ocorrência de epibiontes interferindo na medição, estes devem ser retirados ou a medida não será considerada. A medida deverá sempre ser expressa em metros.



Anexo III – Protocolo de coleta de tecidos (Biopsias).

Animais vivos

Equipamento necessário:
Frasco com solução (álcool 70%)
Punches (bisturi) para biopsia (6mm)
Luvas descartáveis e pinças para remoção do tecido
Álcool e algodão
Marcador permanente
Sacolas plásticas “zip-zipa tudo”
Parafilm

Sugere-se colocar 01 frasco e um punche para biopsia em cada sacola. Isto facilita o processo e diminui a chance de contaminação.

Para evitar a amostragem de uma tartaruga repetidamente, deve-se marcar a tartaruga para identificação individual. Pode-se usar então o número da marca do animal como o número de referência da amostra e frasco.

Lembre-se que todos os filhotes de uma fêmea possuem a seqüência de mtDNA idêntica à daquela fêmea. Portanto para evitar dupla amostragem, deve-se evitar amostrar filhotes de fêmeas já amostradas, ou amostrar apenas 01 filhote por fêmea.

1. O local para coletar biopsias de tecido em tartarugas marinhas deve ser entre a primeira e segunda escamas, preferencialmente, limpando a área com álcool antes da remoção da amostra.
2. Ao usar o punche para biopsia, gentilmente gire o punche enquanto GENTILMENTE o pressiona na pele. Não apenas empurre o punche, deve-se girar como se estivesse parafusando Algum sangramento pode ocorrer, mas não se preocupe.
3. Remova o punche revertendo o movimento giratório. Algumas vezes o tecido permanece no punche; na maioria das vezes, a amostra de pele permanece na tartaruga e deve ser retirada usando o próprio punche. Coloque a amostra no frasco com a solução. **Retire duas amostras da mesma tartaruga.** Use o mesmo punche para a mesma tartaruga. Coloque as duas amostras no mesmo frasco. Fechar bem o tubo e selar com pedaço de parafilm.
   Obs: Para cada tartaruga diferente 01 novo punche
4. Marque a tartaruga para que tenha registro de indivíduos. Use o número da marca para rotular o frasco externamente. **Não** ponha o rótulo dentro do frasco com as amostras. Escreva também os dados do dia de coleta, espécie, e local de coleta. E pessoa que coletou. Pode-se também colocar um rótulo extra na sacola com o frasco.
5. Descarte o punche e luvas. Deve-se usar um novo punche para cada tartaruga.
6. Armazene as amostras nos frascos em um local escuro e fresco. Mantenha longe do sol. Luz pode degradar o DNA. **Não** mantenha os frascos na geladeira ou congelador; deve-se manter os frascos em temperatura ambiente em um local escuro. **Não** armazene a solução no freezer ou geladeira, pois pode precipitar.

Adaptado Archie Carr Center for Sea Turle Reseach

Animais mortos

- ✓ Colocar luvas novas nunca usadas;
- ✓ Limpar a área da biopsia com álcool;
- ✓ Usar gilete descartável nunca usada para cortar um pedaço de pele mais ou menos 5 mm. em diâmetro e 2-4 mm de profundidade do pescoço ou nadadeira;
- ✓ Colocar a amostra no tubo dentro do líquido usando a gilete.
- ✓ Cuidado para que a amostra não entre em contato com qualquer material potencialmente contaminado;
- ✓ Fechar bem o tubo e selar com pedaço de parafilm ;
- ✓ Escrever o numero da marca claramente no tubo usando caneta impermeável. Se não houver marca, identifique a tartaruga pela data (**dia/mês/ano**) e número do registro;
- ✓ No evento de uma recaptura morta não e necessário amostrar a mesma tartaruga novamente, mas é essencial que eu saiba das recapturas para poder incluir o genótipo na amostra do período temporal;

Descartar luvas e gilete.

Anexo IV – MANUAL PARA PREENCHIMENTO DAS FICHAS DE CAMPO PARA ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO E OUTROS REGISTROS NÃO REPRODUTIVOS

(Versão V – 2004)

INTRODUÇÃO:

O presente manual apresenta o novo padrão no preenchimento das fichas do caderno de campo para áreas de alimentação e outros registros não reprodutivos. As informações terão validade se verificadas pela equipe técnica local ou por pessoas das quais o TAMAR reconheça a qualificação. No caso de alguma ocorrência não se enquadrar neste manual, consultar **Observações finais** e imediatamente a Coordenação Técnica local.

Entende-se por registros não reprodutivos, todas as capturas originadas da pesca, mergulho, tartarugas encontradas vivas ou mortas, na praia ou boiando (juvenis ou adultos, machos ou fêmeas), ou informações obtidas de indivíduos mortos por qualquer causa – Exceto o caso de tartarugas fêmeas encontradas encalhadas após a desova, ou outra ocorrência reprodutiva, como ocorre especialmente no Atol das Rocas e na Ilha da Trindade.

➔ Cada registro de tartaruga marinha é representado por uma coluna no caderno de campo (ou uma ficha de campo).

DADOS GERAIS:

PAÍS: País onde for recapturada tartaruga marcada pelo Tamar, no Brasil. Adotar código padrão internacional de dois caracteres (Ex: Argentina – AR, Uruguay – UY). A Gerência do Banco de Dados Nacional providenciará a lista de códigos (dos países mais próximos, inicialmente).

ESTADO: Unidade Federativa do Brasil onde ocorreu o registro. Adotar código padrão de dois caracteres (Ex: Bahia – BA, Ceará - CE)

MUNICÍPIO: Cidade onde situa-se a área/praia da ocorrência; Será criado código de cinco caracteres.

BASE: Unidade técnica do TAMAR responsável pela elaboração do registro de ocorrência e pela sistematização da informação.

SUB_BASE: Estação ou subestação de coleta de dados de campo do TAMAR que funciona durante a campanha, caso não exista **sub_base** este campo deverá ficar em branco.

CAMPANHA: Ano do registro da ocorrência. Coincide com o ano legal de 1^0 de janeiro a 31 de dezembro. É representado por quatro (4) caracteres.

DADOS ESPECÍFICOS:

N_REG (NÚMERO DO REGISTRO): Número seqüencial atribuído a cada registro. Segue uma seqüência lógica de ocorrências durante o período de um ano, iniciando em 1 e seguindo em ordem crescente 2 , 3, 4 e assim sucessivamente. No caso de bases que utilizem mais de um livro de campo, o número de registro poderá ser definido no momento da entrada nos dados do computador e anotado neste momento no caderno de campo. A única função do número de registro é estabelecer uma ligação clara entre o banco de dados no computador e a ficha de campo, para o caso de se ter que retornar à ficha de campo para a correção de dados ou por outro motivo qualquer. Cada base pode estabelecer um processo próprio para definir o número de registro (por exemplo, definindo-o no momento da digitação dos dados, e anotando-o em seguida na ficha de campo), mas o número de registro digitado no computador deve ser igual àquele registrado na ficha de campo.

DATA_REG (DATA DO REGISTRO): Dia da ocorrência da captura por arte de pesca ou mergulho ou da observação do encalhe do animal, vivo ou morto na praia ou em outro local.

HORA _REG (HORA DO REGISTRO): Hora de encontro da tartaruga viva, em qualquer situação, quer seja no momento no momento da despesca nas redes, cercos flutuantes ou currais de pesca ou no momento em que se recolhe os dados da tartaruga encalhada viva ou capturada por mergulho. Não é necessário indicar a hora do registro em casos de encalhe de tartarugas mortas na praia ou em qualquer outro local, já que não se pode precisar o horário da morte.

ÁREA: Deverão ser seguidos, preferencialmente, os códigos de praia determinados para o Banco de Dados para áreas de alimentação e/ou reprodução, acrescidos de novas áreas trabalhadas. Informar sempre que enviar os dados à Base responsável pelo Banco de Dados quando forem criados novos códigos nas Coordenações Regionais. Em casos de registros ocorridos fora da área de atuação da Base, adotar o código “OP” (outras praias), e incluir no campo OBS, detalhamento da praia e local da ocorrência. Não esquecer de preencher o campo MUNICÍPIO, nestes casos. Adotar o código “AM” (Alto Mar), em casos de capturas na pesca embarcada, onde não há referência de área ou local, somente as coordenadas geográficas.

LOCAL: Este campo identifica diferentes locais para uma mesma praia. Por exemplo: na praia “x” existem dois cercos fixos, um ao sul e outro ao norte, então CN= cerco norte ou CS= cerco sul. Este campo poderá ficar em branco para o caso de não existirem diferenciações na praia. O preenchimento deste campo é opcional.

LOCAL_KM: Este campo numérico será utilizado em praias, principalmente as de áreas mistas (desovas e alimentação de tartarugas marinhas) que apresentam quilometragem de praia definida previamente pelo TAMAR. Este campo deverá permanecer em branco caso não existam diferenciações na praia. O preenchimento deste campo é opcional.

LATITUDE E LONGITUDE: Estes campos deverão ser preenchidos com **latitudes** e **longitudes** quando as capturas ocorrerem em locais impossíveis de se definir a área ou local da ocorrência principalmente capturas em alto mar. Também poderão ser preenchidos para localização de artes de pesca fixas (currais de pesca) que capturam tartarugas ou de uma praia onde existam ocorrências importantes de encalhes de animais vivos ou mortos. Para o campo **LATITUDE** serão preenchidos dois caracteres para cada graus, minutos e para segundos seguidos imediatamente por **N** (norte) ou **S** (sul). Exemplo: 25^0 03' 37"N = 250337N.Caso não se tenha os segundos estes serão substituídos por XX. Exemplo: $3^0$29'N = 0329XXN. Para o campo **LONGITUDE** serão preenchidos dois caracteres para cada graus, minutos e para segundos, seguidos imediatamente por **W** (oeste) ou **E** (leste). Caso não se tenha os segundos estes serão substituídos por XX. Exemplos: $45^0$03'39"W=450339W ou $35^0$42'W= 3542XXW.

TIPO_REG (TIPO DE REGISTRO): É a classificação do registro como "vivo" ou "morto" no momento de encontro do animal. Observar que no caso de tartarugas afogadas a situação só será reconhecida após os procedimentos normais de recuperação do animal.
Códigos:

VI (VIVA): tartaruga encontrada viva

MT (MORTA): tartaruga encontrada morta

NI (NÃO IDENTIFICADO): Somente as marcas são encontradas, sem informações nem vestígios da tartaruga. Ex: Só a marca encontrada presa em rede.

AFOGADA: preencher este campo com (S) no caso de tartarugas mortas por afogamento em petrechos de pesca ou vivas retiradas desacordadas das redes, (N) no caso de tartarugas capturadas vivas e não afogadas e (I) Indeterminado no caso de tartarugas encontradas mortas boiando ou encalhadas na praia, nas quais o afogamento não seja confirmado por necropsia.

ORIGEM: Procedência da tartaruga. Local de onde o animal está vindo.
Códigos:

CC: Criada em cativeiro (residências, restaurantes, particulares diversos entre outros casos)

CT: Criada em tanque do **TAMAR** desde a fase de filhote. Para animais que nascem e vão direto para o tanque.

TT: Tartaruga proveniente de tanque do **TAMAR**. Animais do ambiente natural que foram colocados em tanques, permanecendo nestes por um período (para tratamento ou exposição).

AN: Tartarugas provenientes do ambiente natural

FORMA: Classificação da forma como o animal foi capturado ou forma de encontro da tartaruga: Códigos adotados:

➔ **ARTES DE PESCA**

ANZ (ANZOL)

ARP (ARPÃO)

CRL (CURRAL OU CERCO FIXO)

GAB (GAMBOA)

ESP (ESPINHEL)
RAA (REDE DE ARRASTO): Utilizado principalmente na pesca do camarão.
RAP (REDE DE ARRASTO DE PRAIA): Inclui "Picaré", "Lambuda" e outras.
RCF (REDE DE CERCO FLUTUANTE)
RED (REDE DE DERIVA)
REE (REDE DE ESPERA NÃO ESPECIFICADAS)
RES (REDE DE ESPERA DE SUPERFICIE)
REF (REDE DE ESPERA DE FUNDO)
RTR (REDE DE TRÓIA)
TAR (TARRAFA)
PUC (PUÇA)

➔ **CAPTURAS EM MERGULHO**
CAP (CAPTURADA APNÉIA): Capturada no mergulho livre
CAU (CAPTURADA AUTÔNOMO): Capturada no mergulho autônomo

PLS (PLANA-SUB): *Captura no mergulho auxiliado pelo plana-sub.*

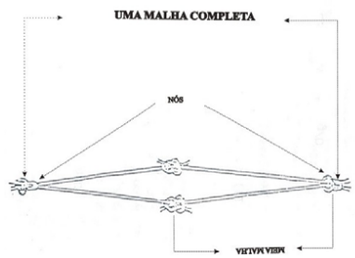
ASC (ACQUA-SCOUTER): *Captura no mergulho auxiliado pelo acqua-scouter.*

➔ **OUTRAS FORMAS**
ENC (ENCALHADA): Encalhada nas pedras, bancos de corais e outros locais
PRA (ENCONTRADA NA PRAIA): Encontrada na praia, viva ou morta.
BOI (ENCONTRADA BOIANDO): Geralmente são tartarugas debilitadas, boiando no mar, simplesmente capturadas com a mão e trazidas para a embarcação.
SIN (SEM INFORMAÇÕES)
ENR (ENROSCADA): enroscada em cabos de bóias, embarcações, cultivos de mexilhão e outros.
OUT (OUTROS): Forma diferente das assinaladas acima, para a qual ainda não tenha sido definido código específico. Neste caso detalhar obrigatoriamente a forma de captura no campo OBS (Observações).

➔ Para identificação das artes de pesca consultar o manual artes de pesca que capturam tartarugas marinhas, produzido pelo **TAMAR**.

PROFUNDIDA (PROFUNDIDADE): É a profundidade em que a tartaruga foi encontrada. É expressa em metros. Este campo só deve ser preenchido se for possível precisar a profundidade na coluna d´água em que a tartaruga estava, através de observação. Não deve ser preenchido com a profundidade onde o artefato de pesca atuava no momento da captura.

MALHA: Tamanho da malha da rede. É expresso em centímetros (cm) e medido na diagonal entre pontos ou nós opostos e esticados da rede.



ESPÉCIE: A identificação da espécie no momento do flagrante do animal ou posteriormente (por exemplo, no caso do animal morto e levado a seguir para a base). Serão considerados os códigos abaixo. Caso seja impossível a identificação nas situações de animais em adiantado estado de decomposição ou não flagrante da tartaruga o campo deverá ser preenchido pelo código **NI** "não identificada". Consulte as figuras em anexo para confirmação das espécies caso necessário.
Códigos:

CC = *Caretta Caretta*
EI = *Eretmochelys imbricata*
LO = *Lepidochelys olivacea*
CM = *Chelonia mydas*
DC = *Dermochelys coriacea*
NI = Não identificada

TUMORES: Campo para se registar a ocorrência de tumores em tartarugas marinhas. A observação deve ser realizada cuidadosamente verificando a presença de tumores tanto na região dorsal do animal quanto ventral. Sempre que possível e seguro, verificar a presença de tumores na cavidade bucal. Em casos de tartarugas adultas, muito grandes, verificar somente a região dorsal com especial atenção às partes moles (região do pescoço, nadadeiras anteriores e posteriores e cauda). Ainda nestes casos, considerar "N" para ausência de tumores, mesmo não tendo sido observado o plastrão. Em casos de tartarugas juvenis, sempre virar o animal para análise minuciosa da região ventral.
Códigos:

S (SIM) - Presença de tumores ou caroços em geral.
N (NÃO) – Não há tumores ou caroços visíveis a partir de análise externa.
I (Indeterminado) – Para quaisquer outras situações (tartarugas não examinadas, informadas, mortas com ausência de partes do corpo, em decomposição e outros).

➔Consulte anexo sobre fibropapilomatose e suas principais características e recomendações.

Não coloque nos tanques comuns tartarugas com tumores. Utilize sempre tanques especiais ou de quarentena. Utilizar luvas de procedimento ao manipular tartarugas com tumores. Nunca utilize alicate e outros materiais de campo que não tenham sido previamente esterilizados. Caso haja mais de uma tartaruga a ser marcada, uma com tumores e outra sem, manipular primeiro a tartaruga sem tumores e só depois trabalhar com a tartaruga com tumores.

SEXO: Define o sexo do indivíduo.
Códigos:

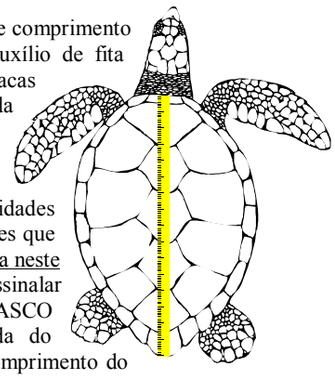
F (Fêmea): Animais de grande porte cuja cauda não ultrapassa em muito a carapaça ou tartarugas mortas de sexo identificado pelo exame de gônadas (através de necropsias).

M (Macho): Animais de grande porte cuja cauda ultrapassa em muito a carapaça do animal ou tartarugas mortas de sexo identificado exame de gônadas (através de necropsias).

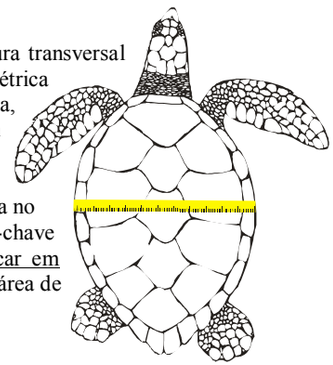
I (Indeterminado): Aplica-se a todos os casos de tartarugas vivas que não possam ser claramente identificadas como machos ou fêmeas e nos casos de tartarugas mortas que não possam ser necropsiadas.

Observação importante: Jamais preencha este campo como macho ou fêmea baseado em informações de pescadores ou pessoas não autorizadas pelo TAMAR. Neste caso o código "I" (não identificado) deverá configurar no campo. As Coordenações Técnicas são responsáveis pela precisão e veracidade dos dados. Consultar sempre a coordenação local.

COMP_CASCO (COMPRIMENTO DO CASCO): Medida de comprimento longitudinal curvilíneo da carapaça da tartaruga, feita com auxílio de fita métrica flexível. Esta fita será colocada diretamente sobre as placas superiores do casco do animal, tomando-se as medidas da distância entre as extremidades anterior e posterior da carapaça. Entende-se como extremidade anterior a borda da placa nucal, não devendo-se incluir aí a espessura do casco, e extremidade posterior o ponto médio do segmento de reta que une as extremidades das placas supracaudais. Para o caso de ocorrências de epibiontes que possam interferir na medição, a medida não poderá ser anotada neste campo, podendo ser anotada no campo OBS, que deverá assinalar também a palavra-chave EPIBIONTE. O Campo COMP_CASCO nestes casos deve ficar em branco. O processo de medida do comprimento do casco é o mesmo da área de reprodução. O comprimento do casco é expresso em metros (m). Observar desenho.



LARG_CASCO (LARGURA DO CASCO): Medida de largura transversal curvilínea da carapaça da tartaruga, feita com o auxílio da fita métrica flexível. Distância medida na **região mais larga** da carapaça, perpendicularmente à linha central. A fita métrica será colocada diretamente sobre o casco da tartaruga. Para o caso de ocorrências de epibiontes que possam interferir na medição, a medida não poderá ser anotada neste campo, podendo ser anotada no campo OBS, que deverá assinalar também a palavra-chave EPIBIONTE. O Campo LARG_CASCO nestes casos deve ficar em branco.O processo de medida da largura do casco é o mesmo da área de reprodução. A largura
do casco é expresso em metros (m). Observar desenho.



PESO: É expresso em quilogramas (kg). Campo utilizado quando a tartaruga é pesada em balança confiável por técnicos ou estagiários do TAMAR. Não utilizar estimativas ou informações de peso por pessoas estranhas ao trabalho de campo.

MARCAS_ENC (MARCAS ENCONTRADAS): No caso da tartaruga já possuir uma ou mais marcas, anotar o(s) número(s) neste campo.

MARCAS_COL (MARCAS COLOCADAS): Numeração das marcas aplicadas nas tartarugas com o auxílio do alicate especial, quer seja na sua primeira marcação ou nos casos de recapturas onde seja necessária a substituição de uma marca danificada ou perdida. Toda tartaruga deverá necessariamente ter duas (2) marcas, uma em cada nadadeira anterior, sempre colocadas na porção proximal, entre as duas primeiras escamas da nadadeira. Nos casos onde a tartaruga só tiver uma nadadeira anterior, ou não for possível a marcação em uma das nadadeiras anteriores (Ex: tumores no local da marcação), aplicar a segunda marca nas nadadeiras posteriores, junto à primeira escama próxima da cauda. No caso de tartarugas encontradas no ambiente natural, marcada e encaminhada aos tanques, não esquecer de preencher este campo.

MARCAS_RET (MARCAS RETIRADAS): Deverá ser avaliado o estado das marcas encontradas e, somente se necessário, deverão ser substituídas. Anotar neste campo o(s) número(s) da(s) marca(s) retirada(s). As novas marcas colocadas deverão ser registradas no campo **MARCAS_COL**.

• **Lembre-se:**

➔Nunca reaproveite marcas antigas. Use as disponibilizadas pela Coordenação Técnica.

➔No caso de poucas marcas disponíveis, é melhor marcar menos tartarugas com as duas marcas do que marcar mais tartarugas com apenas uma marca.

➔Muita atenção ao escrever os números das marcas. Escrever com letra bem legível nas fichas do Caderno de Campo. Este número é a "carteira de identidade" da tartaruga. Qualquer erro torna **impossível** as identificações futuras dos animais.

➔Mantenha sempre um arquivo com o número de série destas marcas na base de origem.

➔No caso de preenchimento do número da marca não é necessário incluir a palavra BR.

➔Ao marcar uma tartaruga lembrar sempre de esterilizar o material utilizado (alicates, fita métrica flexível, outros). Isto independente da presença de tumores no animal marcado.

BASE ORIGEM: Deverá ser preenchido em casos de recapturas de tartarugas marcadas em outras bases, e após confirmação da origem das marcas junto à Coordenação do Banco de Dados. Será preenchido com os códigos de dois dígitos para as bases. (EX: origem – Ubatuba, código UB)

Lista de Códigos das Bases

Estado	Base	Código
CE	Almofala	AL
RN	Atol das Rocas	AR
PE	Fernando de Noronha	FN
PE	Recife	RE
SE	Pirambu	PI
SE	Ponta dos Mangues	PM
SE	Abais	AB
BA	Sítio do Conde	SC
BA	Costa do Sauípe	SA
BA	Praia do Forte	PF
BA	Arembepe	IL
BA	Nova Viçosa	NV
ES	Mucuri	MU
ES	Itaunas	IA
ES	Guriri	GU
ES	Povoação	PV
ES	Pontal do Ipiranga	PG
ES	Comboios	CB
ES	Trindade	TD
ES	Anchieta	AN
ES	Vitória	VT
RJ	Bacia de Campos	BC
SP	Ubatuba	UB
	Plano Pesca	PP

DESTINO: Define o destino do indivíduo. Tem como finalidade diferenciar os registros de tartarugas liberadas com vida, das mortas e das mantidas em tanques do TAMAR.
Códigos:

VI (LIBERADA VIVA)
MT (MORTA)
TT (TANQUE): Tartaruga encaminhada para o tanque do TAMAR (permanência temporária, definitiva ou para tratamento).

OBS (OBSERVAÇÕES): Este campo tem por finalidade registrar pequenas observações que complementem as informações acima ou que não se enquadram nos demais campos descritos, além de outras informações relevantes. O texto deste campo, quando digitado no computador, terá no máximo 220 caracteres (incluindo espaços), mas na ficha de campo pode ser anotado o que se achar necessário. Através de **palavras-chave** (que não excluem maiores detalhes da informação), como as apresentadas a seguir, o levantamento no Banco de Dados fica facilitado. Exemplo:

Registro no Caderno de Campo:
Tartarugueiro Beto avisou sobre uma tartaruga encontrada sem a cabeça, amarrada com corda na nadadeira anterior esquerda, com sinais de espancamento na carapaça e fratura no crânio, conforme o desenho. Foi realizada necropsia e o conteúdo estomacal foi analisado.

Registro no Banco de Dados:
INFORMADA (Beto), DECAPTADA, CORDA na nadadeira anterior esquerda, ESPANCADA na carapaça, FRATURA no crânio, NECRÓPSIA, analisando CONTEÚDO estomacal, CADERNO

Palavras-chave:
DECEPADA: Tartaruga com algum dos membros decepados
DECAPTADA: Tartaruga sem a cabeça
FERIMENTO: Tartaruga com ferimentos e/ou escoriações
MUTILADA: Tartaruga deficiente de membros porém cicatrizados e adaptada à natação
CARAPAÇA: Encontrada apenas a carapaça da tartaruga
ALBINA: Tartaruga com características de albinismo (sem pigmentação)
HÍBRIDA: sinais de hibridismo (características morfológicas de mais de uma espécie)
SUFOCADA: Tartaruga com obstrução do trato respiratório por objetos estranhos
ENGASGADA: Tartaruga com obstrução do trato digestivo por objetos estranhos
ESPANCADA: Sinais de espancamento
ESFAQUEADA: Presença de cortes profundos
EPIBIONTE: Presença de cracas ou outros animais aderidos à carapaça da tartaruga
DECOMPOSIÇÃO: Tartaruga encontrada em estado avançado de decomposição
OVOS: Presença de ovos em processo de maturação (ou já maduros)
FRATURA: Fraturas no crânio, na carapaça e/ou plastrão ou nadadeiras.
CORDA: Presença de cordas, ou outro tipo de material semelhante, nas nadadeiras e/ou pescoço que caraterize ação humana (ou enforcamento ou utilização de pedras amarradas para ocultar a tartaruga)
ABATE: Morte por abate
NECRÓPSIA: Tartaruga encaminhada para necropsia
TRATAMENTO: Tartaruga encaminhada para tratamento
TUMORES: Observação de tumores (possíveis fibropapilomas) na tartaruga.
ÓLEO: Presença de manchas de óleo na tartaruga
PARASITAS: Presença de parasitas, comensais, ou quaisquer outros parasitas que não sejam cracas.
DEFEITO: Sinais de deformidades naturais na carapaça (inclusive número de placas diferente do normal), nas nadadeiras, cabeça, etc.
CONTEÚDO: Tartaruga cujo conteúdo estomacal foi encaminhado para análise
FILHOTE: Tartaruga cujas dimensões a caracterizam como um filhote
JUVENIL: Tartaruga cujas dimensões a caracterizam como um indivíduo juvenil
ADULTA: Tartaruga cujas dimensões a caracterizam como um indivíduo adulto
Obs.: em relação à classificação das tartarugas por tamanho, consultar à Coordenação Técnica local.
INFORMADA: Informação por pescador ou outra pessoa que o TAMAR dê credibilidade
RECAPTURA: Tartaruga recapturada
TRANSFERIDA: Tartaruga vinda de outra Base ou de outra Instituição
CADERNO: Quando informações mais regionais e específicas sobre a ocorrência podem ser encontradas no Caderno de Campo

RESSUSCITADA: quando a tartaruga passou por um processo de "ressuscitamento", conforme a técnica adotada pelo TAMAR.

➔**Importante:** Procurar sempre utilizar estas palavras-chave para definir uma determinada situação. Isso facilita a procura de informações importantes no Banco de Dados. Registre a palavra-chave sem nenhuma acentuação ou c-cedilhas, por requesitos do Dbase.

OBSERVAÇÕES FINAIS:

- Se algum registro não se enquadrar nos campos ou códigos deste manual, favor entrar em contato com a sua Coordenação Técnica para estudo da inclusão de campos ou códigos na próxima versão.
- A versão do **"Manual para preenchimento das fichas de campo para áreas de alimentação e outros registros não reprodutivos (versão V - 2004)"** substitui todas as antigas versões. A partir de janeiro de 2004 os dados deverão ser coletados conforme a nova ficha de campo.
- Ao digitar informações verificar se está usando a estrutura do Banco de Dados compatível com este manual.
- Observe sempre se está levando para o campo todo o material pertinente ao trabalho: marcas, alicate, fita métrica comum, maquina fotográfica, caderno de campo etc...

Este manual é de propriedade do Programa Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas © ***Projeto TAMAR / IBAMA - Fundação Pró-TAMAR - Brasil***

Contatos: Coordenação Nacional: Tel.: 0XX71.676.10.45/676.11.13 Fax: 676.10.67

MAIO 2004

Anexo V – Protocolo sobre os procedimentos de coleta de material oriundo de papilomas/fibropapilomas de tartarugas marinhas do litoral brasileiro

1. O que são papilomas/fibropapilomas?

São crescimentos proliferativos que surgem na pele do animal (verrugas); podendo aparecer na cabeça, pescoço, membros (nadadeiras anteriores e posteriores), em torno do olho e cloaca. São considerados tumores benignos e possivelmente de origem infecciosa (vírus). Apresentam-se de forma arredondada ou semelhantes à uma couve-flor, podendo ser de coloração branca, branco-acinzentada; com tamanho variando desde alguns milímetros à alguns centímetros.

2. Como coletar os papilomas/fibropapilomas de tartarugas mortas?

A tartaruga deve estar em bom estado de conservação. Não adianta coletar amostra de tumores de tartarugas em adiantado estado de putrefação.

Escolher quais os papilomas que deverão ser excisados, dando preferência aos menores (+- 0,5 cm^2) e não ulcerados;

3. Como coletar os papilomas/fibropapilomas de tartarugas vivas?

Colocar a tartaruga em posição dorso-ventral, ou seja, de barriga para cima, pois desta maneira conseguimos uma boa imobilização do animal;

Escolher quais os papilomas que deverão ser excisados, dando-lhe preferência aos menores (+- 0,5 cm2) e não ulcerados;

Após a escolha dos papilomas, realizar assepsia com álcool-iodado ou álcool, ou seja, com um pedaço de algodão ou gaze umedecido com uma dessas soluções, friccionar bem a formação para a retirada de sujidades ou tecidos mortos;

Na base do papiloma (ou pedículo), injetar 2ml de anestésico local – Xylocaína ®, por via subcutânea, em todo o contorno do tumor; aguardar alguns minutos antes de efetuar a cirurgia (± 2 minutos a testar a sensibilidade local);

Com o auxílio de lâmina de bisturi ou tesoura, seccionar a formação juntamente à base do tumor; se eventualmente ocorrer hemorragia, tentar com auxílio de uma pinça hemostática, pinçar o vaso seccionado e realizar ligadura do mesmo com fio de sutura (algodão ou nylon);

Não é necessária a sutura da pele. Após a retirada do papiloma, limpar a região com água oxigenada, Dakin ®, Furacin® e finalmente utilizar Fibrase ® na lesão por 7 dias ou até completar o processo de cicatrização da pele.

4. O que fazer com o material coletado?

O material deve ser fixado em solução de formol a 10%, ou seja, 1 parte de formol : 9 partes de água. Algumas vezes o formol é vendido a 40% e nesse caso pode-se fazer uma diluição da anterior. O volume de formol a ser colocado deve ser 10 vezes maior que o volume do tumor coletado. Esse material pode ser acondicionado em frascos de vidro. Uma vez fixado, o material poderá permanecer por um tempo razoavelmente longo antes de ser processado no laboratório (alguns dias).

Artigos Internacionais

BOWEN, B. W.; BASS, A. L.; SOARES, L.; TOONEN, R. J. Conservation implications of complex population struture: lessons from the loggerhead turtle (Caretta caretta). **Molecular Ecology**, Oxford, v. 14, p. 2389-2402, 2005.

SAZIMA, C.; GROSSMAN, A. A non-digging zoobenthivorous fish attracts two opportunistic predatory fish associates. **Neotropical Ichthyology,** [S.l.], v. 3, n. 3, p. 445-448. 2005.

Eventos Internacionais

BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M. de P.; BECKER, J. H.; LOPEZ, G.; CASTILHOS, J. C. de; LIMA, E. H. S; GROSSMAN, A.; WANDERLINDE, J.; MARCOVALDI, M. A. Frequency of occurrence of tumors in green turtles, Chelonia mydas record by Projeto TAMAR-IBAMA in the Brazilian coast from years 2000 to 2004. In: ANNUAL MEETING OF THE SOCIETY FOR CONSERVATION BIOLOGY, 19., 2005. **Resumos...** Brasília: [s.n.], 2005

COLUCHI, R.; GIFFONI, B.B.; SALES, G.; CONSULIM, C.E.N.; FIEDLER, F.N.; LEITE JR. N.O.L.; PEPPES, F. Caracterização das pescarias com espinhel pelágico que interagem com tartarugas marinhas no Brasil. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2., Rio Grande. **Livro de Resumos...** Rio Grande [s.n.], 2005.

GIFFONI, B. B.; SALES, G.; CONSULIM, C. E. N.; FIEDLER, F. N.; PEPPES, F.; SWIMMER, Y. Experimento com anzol circular na ZEE brasileira e em águas adjacentes, para mitigar a captura de tartarugas marinhas na pesca de espinhel pelágico. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2., Rio Grande. **Livro de Resumos...** Rio Grande: [s.n.], 2005.

LEITE JR., N. DE O.; STEIN, C. E.; THOMÉ, J. C. A.; NEVES, T. Monitoramento da pesca de currico e espinhel de superfície na localidade de Itaipava/ES e sua interação com tartarugas e aves marinhas. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2., Rio Grande. Rio Grande: [s.n.], 2005.

MARCOVALDI, M. Â. Brief of the hawksbill turtle in Brazil. In: WESTERN PACIFIC SEA TURTLE COOPERATIVE RESEARCH & MANAGEMENT WORKSHOP, 2004, Honolulu. **Proceedings...**[S.l.]: NOAA, 2005.

MATUSHIMA, E. R.; MEHNERT, D. U.; BORELLA, M. I.; MONEZI, T.; BATLOUNI, S.; MÜLLER, N.; CANDEIAS, J.; BAPTISTOTTE, C. Fibropapillomas in green sea turtles: histological, immunohistochemmical and ultra-strucutural aspects. In: ANNUAL MEETING OF THE SOCIETY FOR CONSERVATION BIOLOGY, 19., 2005, **Resumos...** Brasília: [s.n.], 2005.

SALES, G.; GIFFONI, B. B.; CONSULIM, C. E. N.; GIANNINI, F.; SWIMMER, Y. Teste com isca modificada por odor como medida mitigadora para captura incidental de tartarugas marinhas Caretta caretta na pesca de espinhel pelágico. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2., Rio Grande. **Livro de Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005.

TOREZANI, E.; BAPTISTOTTE, C.; COELHO, B. B. Abundance, size and overall body conditions of juvenile green turtles (Chelonia mydas) in the effluent discharge channel of Tubarão Steel Company, Espírito Santo, Brazil. In: ANNUAL MEETING OF THE SOCIETY FOR CONSERVATION BIOLOGY, 19., 2005, **Resumos...** Brasília: [s.n.], 2005.

VAZ GUIMARÃES, M. A. de B.; BAPTISTOTTE, C.; BALDASSIN, P.; WERNECK, M. R.; GROSMANN, A.; BELLINI, C.; OLIVEIRA, C. A. Serum steroid levels associated with oviposition in the green sea turtle (Chelonia mydas), in Atol das Rocas, state of Rio Grande do Norte, Brazil. In: ANNUAL CONFERENCE OF THE AMERICAN ASSOCIATION OF ZOO VETERINARIANS, 2005. **Resumos...** Omaha, Nebraska, USA: [s.n.], 2005.

WANDERLINDE, J.; STAHELIN, G. D.; YOSHIDA, E. T. E.; SILVA, J. H. G.; LIMA, E. P. Projeto Tamar - Sul: Educar para Conservar - Estratégias de Educação Ambiental. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2., Rio Grande. **Livro de Resumos...** Rio Grande: [s.n.], 2005.

WERNECK, M. R.; GALLO, B. M. G; BECKER, J. H.; SILVA, R. J. Primeiro Relato da Ocorrência de Learedius learedi (Price 1934) (DIGENEA, SPIRORCHIIDAE), na Região do Atlântico Sul Ocidental. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS DO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2., 2005, Rio Grande. **Livro de Resumos...** Rio Grande: [s.n.], 2005.

WERNECK, M. R.; SILVA, R. J.; THOMAZINI, C. M.; MORI, E. S.; GONÇALVES, V. T.; LEITE, T. C.; GALLO, B. M. G; BECKER, J. H.; Análise Parasitológica de Tartarugas Marinhas Cabeçudas Caretta caretta (TESTUDINES. CHELONIIDAE), em Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil. In: JORNADA DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DE TARTARUGAS MARINHAS DO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL, 2., 2005, Rio Grande. **Livro de Resumos...** Rio Grande: [s.n.], 2005.

Eventos Nacionais

ALMEIDA, B. A. D L. de.; BECKER, J. H. Freqüência de anomalias numéricas nas placas dérmicas de tartarugas verdes, Chelonia mydas (Linnaeus, 1758), em Ubatuba, São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 2., 2005, Minas Gerais. **Resumos**... [S.l.: s.n.], 2005. CD-ROM.

FARIAS, G. Estudo preliminar da comunicação interpretativa do Centro de Visitantes do Projeto TAMAR-IBAMA da Praia do Forte BA. Orientadores: Gustavo Farias e Gonzalo Rostan In: ENCONTRO DE TURISMO COM BASE LOCAL, 9., 2005, Recife, PE. **Resumos expandidos...** Recife: [s.n.], 2005. CD-ROM.

FERNANDÉZ, S. Y.; MIRANDA, J. S.; PIRES, T. T.; ROSTÁN, G.; MOREIRA, E. L. T. Complexo fibropapilomatose em tartaruga verde (Chelonia mydas): relato de caso. In: CONGRESSO, 9.ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 15., 2005, São José do Rio Preto-SP. **Anais...** São José do Rio Preto-SP: [s.n.], 2005. p.24.

LARA-RUIZ, P.; SOARES, L.; LOPEZ, G. G.; SANTOS, F. R.; SILVA, L. P. Caracterização genética e detecção de hibridização em populações de

Eretmochelys imbricata (Reptilia: Cheloniidae) no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 51., 2005, Águas de Lindóia. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005.

LIMA, E. H. S. M.; FIGUEIREDO, G. C. N.; SILVA, F. A. M.; MELO, M. T. D.; PEREIRA, S. M. Incidental capture of three sea turtle species by lobster fisheries in Itarema, State of Ceará, Brazil In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005.CD-ROM.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Encalhes de tartarugas marinhas registrados pelo Projeto TAMAR-IBAMA ao longo do litoral do Estado do Ceará, período 1996-2004. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005. CD-ROM.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; CARVALHO, R. I. Contribuição para o conhecimento de algumas espécies de peixes e quelônios marinhos capturados em currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante os anos de 2003 e 2004 em Almofala, Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005. CD-ROM.

MASIL, B. P.; ESTEVES, B. S.; LIMA, E. P.; WANDERLINDE, J. Captura Incidental de tartarugas marinhas por rede de emalhe na Costa Norte do Estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005. CD-ROM.

OLIVEIRA , M. A.; SCHMIDT, A. J.; ERBER, C.; RAMOS, R. & ALMEIDA, A. P.; Monitoramento de Tartarugas Marinhas em praias do Sul da Bahia durante levantamento Sísmicos 3D na Bacia de Jequitinhonha, II., In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2, 2005,Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005. CD-ROM.

PIRES, T. T.; GUIMARÃES, J. E. Avaliação do hemograma e proteína plasmática total em tartarugas cabeçudas, Caretta caretta (Linnaeus 1758) de vida livre e cativeiro: dados preliminares. In: SEMINÁRIO DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA, 6., 2005, Salvador. **Resumos...** Salvador [s.n.], 2005. CD-ROM.

ROSTÁN, G.; SOUZA, K. A interação bem sucedida entre a conservação das tartarugas marinhas e o turismo: O caso do Centro de Visitante do Projeto TAMAR-IBAMA na Praia do Forte - BA. Orientadores: Gonzalo Rostán e Gustavo Farias. In: ENCONTRO DE TURISMO COM BASE LOCAL, 9., 2005, Recife, PE. **Resumos expandidos...** Recife: [s.n.], 2005. CD-ROM.

SCHMIDT, A. J.; & OLIVEIRA, M. A. Dez anos de monitoramento da dinâmica reprodutiva de Tartarugas Marinhas na Ilha de Comandatuba, UNA, BA. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005. CD-ROM.

THOMAZINI, C. M.; MORI, E. S.; GONÇALVES, V. T.; WERNECK, M. R.; BECKER, J. H.; SILVA, R. J. da. Helmintofauna do trato gastrointestinal de Caretta caretta (Testudines, Cheloniidae) necropsiadas em Ubatuba - SP. In: CONGRESSO, 9º ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 14., 2005. São José do Rio Preto. **Anais...** São José do Rio Preto: UNIRP, 2005.

THOMÉ, J. C., BAPTISTOTTE, C., MOREIRA, L. M. P., SCALFONI, J. T., ALMEIDA, A. P. E.; RIETH, D. Novos índices de longevidade reprodutiva para

a careba-amarela (Caretta caretta) no litoral do Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 2., 2005, Belo Horizonte. [S.l.: s.n.], 2005.

TOREZANI, E.; BAPTSTOTTE, C.; COELHO, B. B.; SANTOS, M. R. D.; BUSSOTI, V. G.; FADINI, L. S.; THOMÉ, J. C. A.; ALMEIDA, A. P. Abundância, tamanho e condição corporal em Chelonia mydas (LINNAEUS 1758) na área do efluente da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão), Espírito Santo-Brasil, 2000-2004. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2005, Vitória. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2005. CD-ROM.

WERNECK, M. R.; LEITE, T. de C.; MORI, E. S.; THOMAZINI, C. M.; GONÇALVES, V. T.; BECKER, J. H.; SILVA, R. J. da. Helmintofauna de Chelonia mydas necropsiadas na Base do Projeto TAMAR-IBAMA em Ubatuba - SP. In: CONGRESSO, 9º ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 14, 2005, São José do Rio Preto. **Anais...** São José do Rio Preto: UNIRP, 2005.

Livros e Capítulos de Livros

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Tartarugas. In: FERNANDES, Osmar Marchetti (Ed.). **Vidas do Azul**. São Paulo, Bambu, 2005. p.153-168.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Tartarugas. In: FERNANDES, Osmar Marchetti (Ed.). **Vidas do Azul.** São Paulo, Bambu, 2005. p.169-190.

MARCOVALDI. M. A.; PATIRI, V.; THOMÉ, J. C. Projeto TAMAR-IBAMA: Twenty-five years protecting brazilian sea turtles through a community-based conservation programme. **MAST.** , Amsterdam, v.3-4, n.1-2, p.39-62, 2005

Dissertações de Mestrado

SANTOS; M. R. D. 2005. 45 f. **Parâmetros bioquímicos, hematócrito e condição corporal no monitoramento da saúde de tartarugas marinhas Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) juvenis selvagens no Espírito Santo, Brasil.** Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.
Disponível na Base: Espírito Santo

Monografias

BUSSOTTI, U. G. 2005. 34f. **Avaliação de parâmetros bioquímicos, hematócritos e índice corporal de tartarugas marinhas na Reserva Biológica de Atol das Rocas, Rio Grande do Norte, Brasil.** Monografia (Graduação) - Curso de Medicina Veterinária, Centro Universitário de Vila Velha, ES, 2005.
Disponível na Base: Regência - ES

COELHO, B. B. 2005. 139f. **Análise espacial dos conflitos de uso dos recursos naturais costeiros e a conservação de tartarugas**

marinhas no litoral do município de Serra - ES. Monografia (Graduação) - Programa de Graduação em Oceanografia, Universidade Federal do Espírito Santo, ES. 2005.
Disponível na Base: Regência - ES

HACKRADT, C. W. 2005. 49f. **Análise de um processo de predação de ninhos de tartarugas marinhas com vistas a conservação.** Monografia (Graduação). Curso de Ciências Biológicas - Universidade Federal de Curitiba, SC, 2005.
Disponível na Base: Pirambu-SE

PEREIRA, S. M. F. 2005. 29f. **" Identificação das espécies de epibiontes presentes em** Chelonia mydas **(Linnaeus, 1758), capturadas em currais de pesca na área de Almofala e circunvizinhanças".** Monografia (Graduação). Licenciatura em Biologia, Ramo Ambiental e Evolução - Universidade dos Açores, Ponta Delgada, 2005.
Disponível na Base: Almofala - CE

RODRIGUES, P. P. 2005. 51f. **Aspecto reprodutivo do robalo peba,** Centropomus parallelus**, na foz do rio Doce, Linhares/ES.** Monografia (Graduação) - Departamento de Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Espírito Santo, ES. 2005.
Disponível na Base: Regência - ES

Revistas do TAMAR

Perigo nas rotas do Sul - Nova base protege os caminhos das tartarugas marinhas. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 10, Número 8, 2005.

Boletins TAMAR

TAMAR, 2005. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano IX, Número 28, Fevereiro.

TAMAR, 2005. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano IX, Número 29, Maio.

TAMAR, 2005. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano IX, Número 30, Agosto.

TAMAR, 2005. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano IX, Número 31, Novembro.

Molecular Ecology (2005) **14**, 2389–2402 doi: 10.1111/j.1365-294X.2005.02598.x

Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*)

B. W. BOWEN,* A. L. BASS,† L. SOARES‡ and R. J. TOONEN*
*Hawaii Institute of Marine Biology, University of Hawaii, P.O. Box 1346, Kaneohe, HI 96744, USA, †Department of Biology, University of South Florida, 4202 E. Fowler Ave, Tampa, FL 33620, USA, ‡Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, Bahia 40210-970, Brazil

Abstract

Complex population structure can result from either sex-biased gene flow or population overlap during migrations. Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) have both traits, providing an instructive case history for wildlife management. Based on surveys of maternally inherited mtDNA, pelagic post-hatchlings show no population structure across the northern Atlantic ($\phi_{ST} < 0.001$, $P = 0.919$), subadults in coastal habitat show low structure among locations ($\phi_{ST} = 0.01$, $P < 0.005$), and nesting colonies along the southeastern coast of the United States have strong structure ($\phi_{ST} = 0.42$, $P < 0.001$). Thus the level of population structure increases through progressive life history stages. In contrast, a survey of biparentally inherited microsatellite DNA shows no significant population structure: $R_{ST} < 0.001$; $F_{ST} = 0.002$ ($P > 0.05$) across the same nesting colonies. These results indicate that loggerhead females home faithfully to their natal nesting colony, but males provide an avenue of gene flow between regional nesting colonies, probably via opportunistic mating in migratory corridors. As a result, all breeding populations in the southeastern United States have similar levels of microsatellite diversity ($H_E = 0.70–0.89$), whereas mtDNA haplotype diversity varies dramatically ($h = 0.00–0.66$). Under a conventional interpretation of the nuclear DNA data, the entire southeastern United States would be regarded as a single management unit, yet the mtDNA data indicate multiple isolated populations. This complex population structure mandates a different management strategy at each life stage. Perturbations to pelagic juveniles will have a diffuse impact on Atlantic nesting colonies, mortality of subadults will have a more focused impact on nearby breeding populations, and disturbances to adults will have pinpoint impact on corresponding breeding populations. These findings demonstrate that surveys of multiple life stages are desirable to resolve management units in migratory marine species.

Keywords: dispersal, homing behaviour, marine turtles, microsatellite DNA, migratory behaviour, mitochondrial DNA

Received 9 November 2004; revision accepted 1 April 2005

Introduction

Isolated populations or management units (MUs: Moritz 1994) are typically characterized by genotype frequency shifts, as well as differences in key demographic features, including age structure, survivorship, fecundity, and sex ratio. These populations will prosper or perish without significant input from other populations, providing a compelling mandate for an independent management regime. Such populations are also the potential wellsprings of future biodiversity (geminate evolutionary units: Bowen 1998).

Prior to the availability of genetic assays, population resolution was accomplished primarily with mark–recapture studies, direct observation, or geographical inference. Allozyme and mtDNA assays provided more efficient means to resolve populations, but always with a gap between population structure in the genetic sense (which requires

Correspondence: B. W. Bowen and R. J. Toonen, Fax: (808) 236-7443; E-mail: bbowen@hawaii.edu and toonen@hawaii.edu

© 2005 Blackwell Publishing Ltd

fewer than 10 effective migrants per generation: Wright 1931; Mills & Allendorf 1996) and population structure in the management sense (which can allow dozens of migrants without compromising demographic independence). Microsatellite surveys are beginning to close this gap, as multilocus assignment tests can resolve population members even under conditions of moderate gene flow (Rannala & Mountain 1997; Cornuet *et al*. 1999; Goudet *et al*. 2002).

In migratory animals, the resolution of populations can be confounded by two factors:

1 Geographic overlap, in which demographically independent populations mingle at feeding habitats or during migratory phases. Examples of population overlap can be found in birds (Wenink & Baker 1996; Wennerberg 2001), fishes (Grant *et al*. 1980; Wirgin *et al*. 1997), mammals (Baker *et al*. 1994, 1998), and reptiles (Bowen *et al*. 1996; Bolten *et al*. 1998). A critical question about population integrity is whether gametic exchange occurs during intervals of overlap.
2 Sex-biased dispersal, in which gene flow between populations is accomplished primarily by one gender. For many mammals and birds, males disperse prior to reproduction, while females are philopatric to natal area (Greenwood 1980; Blundell *et al*. 2002). In other species, the role of sex-biased dispersal may depend on scale. For example, spatially dependent sex-biased dispersal has a major impact on population structuring in the lake-dwelling brook charr, *Salvelinus fontinalis* (Fraser *et al*. 2004). For the purposes of this study, it is important to note that genetic exchange does not require dispersal of individuals between populations, but can occur when migratory populations overlap.

Cases of population overlap and sex-biased dispersal abound, and collectively may encompass a majority of migratory species. From a wildlife management perspective, stock integrity can ebb and flow on a seasonal basis, or at different life stages. The philopatry of females can be countered by opportunistic mating by males, so that each gender yields a different measure of genetic isolation. This is known as complex population structure (Bowen 1997; Kassahn *et al*. 2003), and the corresponding management implications have seldom been addressed.

In the last two decades, gender-specific genetic markers have been profitably applied to resolve sex-biased dispersal (Mossman & Wasser 1999; Scribner *et al*. 2001; Goudet *et al*. 2002; Wirgin *et al*. 2002; Arnaud-Haond *et al*. 2003). In pine trees, for example, the mitochondrial genome is maternally inherited (through seeds), the chloroplast genome is paternally inherited (through pollen), and the nuclear genome has the usual biparental (diploid) inheritance (Mogensen 1996). In bivalves of the genus *Mytilus*, males and females maintain distinct mtDNA lineages that are highly divergent (Stewart *et al*. 1995). In most mammals, male dispersal will be recorded in surveys of the sex (Y) chromosome, but will have no impact on the genetic architecture registered in maternally inherited mtDNA. For this reason, the Y chromosome has proven useful for tracking male-mediated dispersals of *Homo sapiens* (Zegura *et al*. 2004), while mtDNA has illuminated female dispersal (Bonatto & Salzano 1997). Genomes or chromosomes with different inheritance pathways will have different responses to dispersal, selection, lineage sorting, population crashes, and isolation events; therefore each class of genetic markers can provide unique insights (e.g. Allendorf & Seeb 2000; Buonaccorsi *et al*. 2001; Lu *et al*. 2001).

Loggerhead turtles (*Caretta caretta*) have both population overlap and sex-biased dispersal, and therefore may be especially valuable for dissecting the conservation implications of complex population structure. This migratory marine reptile has two distinct juvenile stages, the first being an oceanic stage after hatching (Carr 1987; Bolten 2003a). For post-hatchling turtles departing the nesting beaches of the northwestern Atlantic, this oceanic habitat extends from the Grand Banks (Newfoundland, Canada) to the Azores and Madeira, as well as the Mediterranean Sea (Bolten *et al*. 1998; Laurent *et al*. 1998; LaCasella *et al*. 2005). Older juveniles return to the shallow coastal waters of the northwest Atlantic, where they switch to benthic feeding and consume hard-shelled invertebrates (Bolten 2003b; Hopkins-Murphy *et al*. 2003). Upon reaching sexual maturity, female loggerheads make cyclic reproductive migrations to breed and nest in the vicinity of their natal beach (Bowen *et al*. 1993). Male loggerheads may make a similar migration to breeding areas near their natal beach (see FitzSimmons *et al*. 1997a, b).

In order to resolve the conservation implications of complex population structure, here we assemble loggerhead genetic data from three previously published surveys of North Atlantic populations, and an unpublished thesis. These studies include mtDNA data for oceanic juveniles (N = 455: Bolten *et al*. 1998; LaCasella *et al*. 2005), coastal subadults (N = 1437: Bowen *et al*. 2004), nesting females (N = 514: Encalada *et al*. 1998; Bowen *et al*. 2004), and nuclear DNA data (nDNA; microsatellite loci) for nesting females (N = 463: Pearce 2001). The primary lessons learned from mtDNA and microsatellite surveys of loggerhead turtles are (i) either genetic assay, taken in isolation, could lead to disastrously incorrect conclusions about the management of migratory species, and (ii) surveys of distinct life stages are desirable, and surveys of breeding populations are of paramount importance.

Methods

Sample collections were made in the interval 1989–2003. The nesting populations that are the primary focus of this

2005
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14

study are located in the southeast United States from North Carolina to the northern Gulf of Mexico (Fig. 1) plus an 'outgroup population' in Bahia, Brazil. Prior to the advent of polymerase chain reaction (PCR) methodology, samples from the nesting beaches consisted of whole eggs and moribund hatchlings. Subsequently, specimens from nesting beaches and feeding areas were collected as small blood aliquots (usually less than 1 mL) or tissue biopsy plugs. Rookery sample sizes range from $N = 11$ for the mtDNA survey of Bahia, Brazil, to $N = 123$ for the microsatellite survey of southeastern Florida (Table 1). Details of the sample collections and mtDNA analyses are available in Bowen *et al*. (1993, 1994, 2004) and Encalada *et al*. (1998). Corresponding information for feeding populations is available in Bolten *et al*. (1998), Bowen *et al*. (2004), and LaCasella *et al*. (2005).

In brief, a 391-base-pair (bp) fragment located in the control region of the mitochondrial genome was amplified with PCR methodology using primers in Table 2, as described by Allard *et al*. (1994) and Norman *et al*. (1994). Resulting sequences were assigned haplotype numbers based on the website maintained by the Archie Carr Center for Sea Turtle Research (http://accstr.ufl.edu/ccmtdna.html).

The rookery locations (Fig. 1) include the same groupings as in the mtDNA survey by Bowen *et al*. (2004) with two modifications: (i) the Georgia nesting colony is grouped with Jacksonville County in the northeastern corner of



Fig. 1 Map of surveyed nesting locations for the loggerhead turtle indicated as Florida northern Gulf (FL-NG), Florida southern Gulf (FL-SG), Dry Tortugas (FL-DT), Florida southern Atlantic (FL-SA), Florida Volusia County (Vo-FL), Florida northern Atlantic (FL-NA), Georgia (GA), South Carolina (SC) and North Carolina (NC). Subadult feeding populations range from Texas to the northeastern states (NE US). In the analyses of nesting populations, the FL-NA sample is combined with the adjacent GA sample, based on geographical proximity and extensive sharing of a single mtDNA haplotype.

Table 1 Sample sizes for nesting populations in the southeastern United States and Bahia, Brazil, as described in Bowen *et al*. (2004) for the mtDNA control region survey, and Pearce (2001) for the five microsatellite loci

Locus	FL-NG	FL-SG	FL-DT	FL-SA	Vo-FL	GA	SC	NC	BA
mtDNA	49	45	58	64	49	43	20	28	11
Dc107	42	46	23	123	42	51	24	26	80
Ccm2	42	46	23	123	45	51	24	27	81
Ccar176	42	46	23	123	43	51	24	26	81
Cc141	41	46	23	123	45	51	24	27	81
Cc7	41	46	23	122	45	51	24	26	81

Abbreviations: FL-NG, Florida Peninsula, northern Gulf of Mexico; FL-SG, Florida Peninsula, southern Gulf of Mexico; FL-DT, Dry Tortugas at the southern end of the Florida Keys; FL-SA, Florida Peninsula, southern Atlantic coast; Vo-FL, Volusia County, Florida (north of Cape Canaveral); GA, Georgia and adjacent Jacksonville County, FL (FL-NA in Fig. 1); SC, South Carolina; NC, North Carolina; BA, Bahia, Brazil.

Table 2 Primer sequences and annealing temperatures (T_a °C) for the mtDNA control region and the five microsatellite loci used to survey loggerhead nesting colonies (Norman *et al*. 1994; FitzSimmons 1998; Pearce 2001 and unpublished data from N. FitzSimmons and P. Dutton)

Locus	Forward Primer (5′ to 3′)	Reverse Primer (5′ to 3′)	T_a (°C)
mtDNA	TTGTACATCTACTTATTTACCAC	GTACGTACAAGTAAAACTACCGTATGCC	52
DC107	GTCACGGAAAGAGTGCCTGC	CAATTTGAGGTTATAGACC	55
CCM2	TGGCACTGGTGGATT	TGACTCCCAAATACTGCT	58
Ccar176	GGCTGGGTGTCCATAAAAGA	TTGATGCAGGAGTCACCAAG	60
CC141	CAGCAGGCTGTCAGTTCTCCAC	TAGTACGTCTGGCCTGACTTT	56
CC7	TGCATTGCTTGACCAATT AGTGAG	ACATGTATAGTTGAGGAGCAAGTG	56

Florida. With the exception of one individual, these adjacent locations have the same haplotype at 100% frequency. (ii) The nesting population in Volusia County, Florida (Vo-FL in Fig. 1) is added as a distinct category. Previously there has been some question about whether this area comprises a distinct management unit, or whether it represents an area of overlap between nesting colonies to the north and south (Encalada *et al*. 1998). These two modifications make the groupings for mtDNA analysis concordant with the groupings for microsatellite analysis.

The mtDNA diversity among populations was measured with an analysis of molecular variance (AMOVA) as implemented in ARLEQUIN version 2.000 (Schneider *et al*. 2000). The same software package was used to estimate haplotype diversity and nucleotide diversity (Nei 1987; Excoffier & Slatkin 1995). In all tests that required estimates of sequence divergence, we used the Tamura–Nei model of nucleotide substitutions, which was designed for control region sequences (Tamura & Nei 1993).

The microsatellite data include two loci (CC7 and CC141) developed for loggerhead turtles by FitzSimmons (1998; personal communication), one locus (Ccar176) developed for loggerhead turtles by Moore & Ball (2002), and one locus (DC107) developed for leatherback turtles (P. Dutton, personal communication). One additional locus (CCM2) was developed specifically for this study (Pearce 2001). In brief, genomic DNA was digested with *Sau*3AI and fragments in the size range of 400–1500 bp were ligated to *Sau*3AI linkers and purified with a QIAquick Gel Extraction Kit (Qiagen). Fragments containing microsatellite loci were identified by hybridization with biotinylated probes containing a CA_5 repeat. Enriched DNA fragments were amplified with *Sau3AI* primer and cloned with the TOPO-TA Cloning Kit (Invitrogen). Clones were screened again by hybridization with a CA probe, and 25 plasmids that tested positive were sequenced. Primers were designed for the flanking regions of 10 candidate loci using the software package OLIGO Primer Analysis (Molecular Biology Insights). However, 9 of these 10 loci were either monomorphic in initial screening, or would not amplify consistently, leaving only one additional locus to add to the four previously characterized loci (see Table 2).

Polymerase chain reactions (PCR) for the microsatellites included an initial denaturation step at 93 °C for 3 min, followed by six cycles of denaturation at 92 °C for 30 s, annealing at 55–60 °C for 55 s (see Table 2 for primer-specific annealing temperatures), and extension at 72 °C for 1 min 25 s, followed by 30 cycles of denaturation at 89 °C for 30 s, annealing at 2 °C lower than previous cycle for that primer pair, and extension at 72 °C for 1 min 25 s, finishing with extension at 72 °C for 10 min.

Estimates of gene flow calculated from Wright's hierarchical *F*-statistics, or Weir & Cockerham's (1984) comparable estimators, should be robust to unmeasured selection if allele frequencies do not deviate significantly from those expected under a neutral model (Slatkin & Barton 1989). Therefore, we tested each microsatellite locus for significant deviations from neutral expectations across all individuals sampled, using Slatkin's exact test program, ENUMERATE (Slatkin 1997). For mtDNA sequence data, we tested for significant deviations from neutral expectations using both the infinite-alleles and infinite-sites approaches as implemented in ARLEQUIN 2.000 (Schneider *et al*. 2000).

Allelic data was converted to input format for data analysis programs using the MS toolkit (Park 2001) macro for Excel. We tested conformity to Hardy–Weinberg (HW) expectations via Markov chain permutation (Guo & Thompson 1992) as implemented in ARLEQUIN. Independent assortment of microsatellite loci was also tested in ARLEQUIN, using a likelihood-ratio test (Slatkin & Excoffier 1996) against an empirical distribution obtained by permutation. Finally, we used ARLEQUIN to perform exact tests of population differentiation (Raymond & Rousset 1995; Goudet *et al*. 1996). We used a chain length of 500 000 steps, with a 10 000 step dememorization, for all permutation tests.

Tests for population subdivision based on microsatellites were made using both the infinite allele model (IAM) and the stepwise-mutation model (SMM). We calculated Weir & Cockerham's (1984) unbiased estimator of Wright's F_{ST} (θ) on a locus-by-locus basis using the Tools for Population Genetic Analyses (TFPGA, version 1.3) software (Miller 1997). We used RSTCALC (version 2.2; Goodman 1997) to calculate Goodman's ρ, an unbiased estimator of Slatkin's R_{ST} (Slatkin 1995). Throughout the manuscript where we refer to either F_{ST} or R_{ST} we are reporting these unbiased estimators (θ and ρ).

Estimates of gene flow based on F_{ST} and its analogues rely on the island model assumptions of equal population sizes and symmetric migration rates; however, these assumptions rarely hold in natural populations (Whitlock & McCauley 1999). Therefore we estimated gene flow using a maximum-likelihood method based on a coalescent approach (Beerli & Felsenstein 1999) implemented in MIGRATE version 1.7.6.1. (Beerli 2002). For all analyses, the default settings of MIGRATE were used except that the number of short and long Markov chains and the number of trees sampled were increased (20 short chains sampling 10 000 trees and five long chains sampling 100 000 trees, following an initial 'burn-in' period of 10 000 trees). Analyses involving microsatellite loci were performed under the 'allele model' rather than the 'microsatellite model' because allele frequency distributions of these loci did not fit strict expectations of the SMM. Because convergence problems are common with Markov chain estimations, we performed each analysis three times, and the values presented herein are the mean of three replicate runs.

Indirect estimates of migration rate (*Nm*) based on F_{ST} are less prone to bias and more conservative than R_{ST}-based

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14
2005

Table 3 Genetic diversity indices for nesting populations in the southeastern United States and Bahia, Brazil, as described in Bowen *et al.* (2004) for the mtDNA control region survey, and Pearce (2001) for five microsatellite loci. Location abbreviations are defined in Table 1

Nesting beach	mtDNA *h*	DC107 H_E/H_O	CCM2 H_E/H_O	Ccar176 H_E/H_O	CC141 H_E/H_O	CC7 H_E/H_O
FL-NG	0.383	0.796	0.700	0.868	0.874	0.782
		0.857	0.691	0.881	0.756	0.902
FL-SG	0.664	0.800	0.728	0.775	0.879	0.788
		0.804	0.804	0.739	0.891	0.696
FL-DT	0.254	0.777	0.783	0.752	0.886	0.820
		0.696	0.696	0.609	0.739*	0.739
FL-SA	0.567	0.778	0.768	0.816	0.872	0.820
		0.797	0.756	0.764	0.878	0.781
Vo-FL	0.511	0.812	0.787	0.814	0.852	0.787
		0.762	0.800	0.767	0.778	0.667
GA	0.035	0.784	0.745	0.846	0.867	0.844
		0.804	0.745	0.902	0.784	0.863
SC	0.000	0.790	0.719	0.803	0.858	0.804
		0.750	0.750	0.750	0.833	0.875
NC	0.000	0.796	0.775	0.814	0.861	0.773
		0.769	0.704	0.923	0.741	0.769
BA	0.000	0.744	0.625	0.782	0.680	0.582
		0.761	0.587	0.804	0.674	0.478

*Indicates the only significant departure from Hardy–Weinberg equilibrium, based on exact tests ($P < 0.05$) prior to Bonferroni correction.

estimates for moderate sample sizes (50 or less) and numbers of loci (fewer than 20) (Gaggiotti *et al.* 1999). Furthermore, the microsatellites used herein do not provide a good fit for the SMM. Therefore, we have only used estimates of *Nm* derived from F_{ST} for subsequent analyses. Mantel tests comparing gene flow estimates based on coalescent and F_{ST}-based approaches were run using GENALEX version 5.1 (Peakall & Smouse 2001).

Results

The mtDNA results are previously published, and details are available in Bowen *et al.* (1993, 1994, 2004), Bolten *et al.* (1998), Encalada *et al.* (1998) and LaCasella *et al.* (2005). Haplotype and nuclear DNA diversities are detailed in Tables 3 and 4.

The distribution of mtDNA haplotypes indicates three levels of population structure, corresponding to three life stages (Fig. 2). First, based on our re-analysis of the data in Bolten *et al.* (1998) and LaCasella *et al.* (2005), the pelagic juvenile populations that inhabit the eastern Atlantic (Azores and Madeira, $N = 131$) and western-central Atlantic (Grand Banks to Azores, $N = 324$) are not significantly different ($\phi_{ST} < 0.001$; $P = 0.919$). Second, the subadults that feed along the coast of North America ($N = 1437$) have low but significant population structure ($\phi_{ST} = 0.0088$, $P = 0.016$). Third, the nesting colonies of the west Atlantic are highly structured, with $\phi_{ST} = 0.428$ ($P < 0.001$) for the nine sample locations in Table 1, or $\phi_{ST} = 0.420$ ($P < 0.001$) for the eight locations in the southeastern US. Volusia County (Vo-FL), the area of possible overlap between nesting colonies to the north and south, is significantly different from Georgia and adjacent Jacksonville County (GA; $\phi_{ST} = 0.306$; $P < 0.001$), but is not significantly different from the rookery to the south (FL-SA; $\phi_{ST} = 0.014$; $P = 0.178$).

Table 4 Summary statistics for the five microsatellite loci used to survey loggerhead turtle nesting colonies

Locus	Size	*K*	H_E	H_O	*P*
DC107	158–186	11	0.779	0.787	0.33
CCM2	169–195	10	0.750	0.733	0.08
Ccar176	117–181	29	0.812	0.795	0.84
CC141	186–220	16	0.868	0.805	0.18
CC7	209–247	18	0.793	0.751	0.11
Mean		16.8	0.800	0.774	0.31

Size, allele size in bp; *K*, number of alleles; H_E, mean expected heterozygosity per locus; and H_O, mean observed heterozygosity per locus. *P*, overall fit to Hardy–Weinberg expectations, based on an exact test.

All five microsatellite loci showed high levels of polymorphism with 10–29 alleles (Tables 3 and 4), and mean expected heterozygosities per location ranged from $H_E = 0.582$ (Bahia) to $H_E = 0.886$ (FL-Dry Tortugas). Observed heterozygosities per locus were also high, ranging from $H_O = 0.478$ (CC7 in Bahia) to $H_O = 0.923$ (Ccar176 in North Carolina) (Table 3). All alleles were distinguished by increments of 2 bp, in keeping with the CA motif of the five loci. With a single exception, all five loci fit expectations for

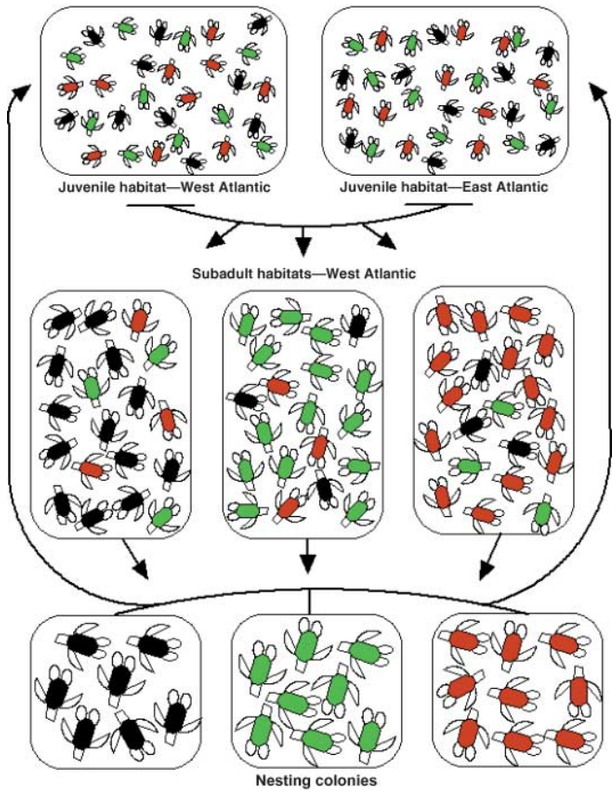


Fig. 2 A model of loggerhead population structure in the North Atlantic, using three hypothetical rookeries designated by red, green and black icons. The mtDNA data indicate a stepwise increase in population structure through juvenile, subadult, and adult stages. In the juvenile stage, turtles from all three rookeries intermingle, and no population structure is apparent between eastern and western edges of the North Atlantic Gyre. In the subadult stage, turtles tend to recruit to neritic feeding habitat in the vicinity of their natal rookery, inducing low but significant population structure. In the adult turtles, females (and possibly males) have high site fidelity to breeding/nesting habitat, inducing strong population structure.

Hardy–Weinberg equilibrium at all locations (Table 3), and none of the loci had significant departures after Bonferroni correction for multiple tests. There was only one significant case of linkage disequilibrium among any of the loci, and again that comparison is not significant after Bonferroni correction for multiple tests. Likewise, none of the five microsatellite loci showed any significant deviations from the Ewen's sampling distribution ($0.1 > P < 0.9$).

With five exceptions involving the Georgia (GA) nesting colony, all pairwise comparisons based on microsatellites across the eight nesting populations in the southeast United States are nonsignificant; after Bonferroni correction for multiple tests, only northwest Florida (FL-NG) and Georgia populations are significantly different (Table 5). All eight comparisons to Brazil remain significant after Bonferroni correction, for a total of 9 of 36 significant pairwise comparisons (Table 5). This contrasts sharply with the mtDNA surveys across the same nine locations in which 29 of 36 pairwise comparisons are significant after Bonferroni correction (Table 5). For the entire data set, $R_{ST} = 0.009$ ($P < 0.01$) and $F_{ST} = 0.01$ ($P < 0.001$) compared to mtDNA $\phi_{ST} = 0.428$ ($P < 0.001$). For the southeastern United States, $R_{ST} < 0.001$ ($P > 0.5$) and $F_{ST} = 0.002$ ($P = 0.07$) compared to mtDNA $\phi_{ST} = 0.420$ ($P < 0.001$).

Migration rates (Nm) based on microsatellites were significantly higher than those based on mtDNA sequence data (paired t-test, d.f. = 107, $P < 0.05$; Table 6). Furthermore, estimates of gene flow derived from an F_{ST}-based approach showed no correlation with those derived from a coalescent-based approach for either microsatellite (Mantel $r^2 = 0.003$; $P = 0.46$), or mtDNA sequence data (Mantel $r^2 = 0.007$; $P = 0.25$).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14
2005

Table 5 Genetic partitions among eight nesting populations in the southeast United States plus Bahia, Brazil. Above the diagonal are partitions based on five microsatellite loci (F_{ST} values), below the diagonal are partitions based on mtDNA sequence comparisons (ϕ_{ST} values) from Bowen *et al*. (2004) with additional unpublished data. On the diagonal are nucleotide diversity values (π values, in bold) for each nesting population. Significant values ($P < 0.05$) based on permutation tests are indicated with asterisks. Abbreviations are defined Table 1

	FL-NG	FL-SG	FL-DT	FL-SA	Vo-FL	GA	SC	NC	BA
FL-NG	**0.0192**	0.0052	0.0057	0.0024	0.0015	0.0167*	0.0008	−0.0022	0.0398*
FL-SG	0.1645*	**0.0276**	0.0007	−0.0001	−0.0001	0.0049	−0.0032	−0.0044	0.0521*
FL-DT	0.6682*	0.3252*	**0.0073**	−0.0011	0.0068	0.0072	0.0010	−0.0049	0.0455*
FL-SA	0.1050*	−0.0100	0.3787*	**0.0268**	−0.0009	0.0052*	0.0004	−0.0039	0.0514*
Vo-FL	0.0151	0.0491	0.5338*	0.0135	**0.0247**	0.0064*	0.0001	−0.0001	0.0622*
GA	0.1747*	0.5123*	0.9039*	0.4123*	0.3060*	**0.0018**	0.0100*	0.0072*	0.0827*
SC	0.1372*	0.4272*	0.8910*	0.3479*	0.2436*	−0.0225	**0.0000**	−0.0017	0.0385*
NC	0.1592*	0.4601*	0.9004*	0.3734*	0.2711*	−0.0138	0.0000	**0.0000**	0.0461*
BA	0.2171*	0.3542*	0.8612*	0.2974*	0.2356*	0.7667*	1.0000*	1.0000*	**0.0000**

Table 6 Migration estimates based on either microsatellite alleles or mtDNA haplotypes among each of the nine sampling sites defined in Table 1. Estimates of migration from columns (source) to rows (recipient) are based on a coalescent approach using the computer program MIGRATE. Values are the mean of three replicates (see text)

Microsatellite-based migration estimates

	FL-NG	FL-SG	FL-DT	FL-SA	Vo-FL	GA	SC	NC	BA
FL-NG	—	2.206	1.839	5.337	2.366	2.430	2.606	2.374	4.643
FL-SG	2.279	—	1.425	7.115	2.907	2.060	1.542	2.321	2.261
FL-DT	1.578	1.674	—	3.628	1.844	2.787	0.455	1.972	2.657
FL-SA	3.004	6.629	1.582	—	5.315	3.489	3.095	3.456	7.808
Vo-FL	1.192	2.047	1.992	4.889	—	1.412	2.202	1.286	3.142
GA	1.274	1.486	0.962	4.321	1.657	—	2.646	2.303	4.095
SC	1.665	1.496	0.696	2.682	2.451	1.518	—	2.268	1.150
NC	4.289	1.023	0.855	8.312	1.697	3.132	3.998	—	6.396
BA	3.211	0.922	1.979	5.701	3.139	4.006	1.787	1.650	—

mtDNA-based migration estimates

	FL-NG	FL-SG	FL-DT	FL-SA	Vo-FL	GA	SC	NC	BA
FL-NG	—	0.767	0.548	< 0.001	< 0.001	0.110	< 0.001	< 0.001	< 0.001
FL-SG	0.526	—	< 0.001	1.579	9.976	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
FL-DT	< 0.001	< 0.001	—	< 0.001	1.790	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.217
FL-SA	4.583	< 0.001	< 0.001	—	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Vo-FL	< 0.001	< 0.001	2.648	< 0.001	—	0.681	3.606	< 0.001	< 0.001
GA	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.610	0.081	—	2.511	1.090	< 0.001
SC	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.039	< 0.001	1.975	—	< 0.001	< 0.001
NC	0.006	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	0.029	—	< 0.001
BA	< 0.001	< 0.001	0.037	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	< 0.001	—

Discussion

Migratory marine animals often have complex population structure, which can result from overlap during migrations or sex-biased dispersal. In global surveys of the sperm whale (*Physeter macrocephalus*), significant population structure is recorded in mtDNA sequence comparisons ($G_{ST} = 0.03$, $P < 0.001$: Lyrholm & Gyllensten 1998), but not in microsatellite comparisons ($G_{ST} = 0.001$, $P = 0.232$: Lyrholm *et al*. 1999). A similar pattern is apparent in humpback whales (*Megaptera novaengliae*: Baker *et al*. 1994, 1998; Palumbi & Baker 1994), bottlenose dolphins (*Terciops aduncus*: Möller & Beheregaray 2004), Dall's porpoises (*Phocoenoides dalli*: Escorza-Trevino & Dizon 2000), shortfin mako shark (*Isurus oxyrinchus*: Schrey & Heist 2003) and Patagonian toothfish (*Dissostichus eleginoides*: Shaw *et al*. 2004). In a

survey of white sharks (*Carcharodon carcharias*), the mtDNA data indicated strong population structure (F_{ST} = 0.81 between South Africa and Australia) while a microsatellite survey reveals no significant structure (Pardini *et al*. 2001). For these cases, male-mediated gene flow can readily explain the lower population structure registered in nuclear markers relative to mitochondrial markers.

In the first global genetic survey of a sea turtle (green turtle; *Chelonia mydas*), Karl *et al*. (1992) reported low population structure in single copy nuclear DNA (Atlantic F_{ST} = 0.130, Indo-Pacific F_{ST} = 0.126), relative to a parallel survey of mtDNA (Atlantic G_{ST} = 0.63, Indo-Pacific G_{ST} = 0.71; Bowen *et al*. 1992). This finding is confirmed with microsatellite surveys across the same range (Atlantic F_{ST} = 0.038, Indo-Pacific F_{ST} = 0.024: for a detailed analysis of each class of markers see Roberts *et al*. 2004). The conclusion of male-mediated gene flow in *Chelonia mydas* is supported by comparative surveys of mtDNA and microsatellites in the West Pacific and the Indian Ocean (FitzSimmons *et al*. 1997b). Notably, male-mediated gene flow occurs even though males are homing to breeding areas adjacent to the nesting habitat (FitzSimmons *et al*. 1997a).

In every case that has been published to date, sea turtles register lower population genetic structure in nDNA assays relative to mtDNA (FitzSimmons *et al*. 1996; Schroth *et al*. 1996). Part of this pattern can be explained by the haploid inheritance of mtDNA, imparting a fourfold lower effective population size relative to diploid nuclear loci (Birky *et al*. 1983). Under these circumstances, population differentiation by genetic drift will be more rapid in mtDNA than in nDNA loci. However, other factors must be invoked when measures of population divergence differ by an order of magnitude (Roberts *et al*. 2004). This trend reaches an extreme in the comparison of loggerhead nesting colonies of the northwestern Atlantic: population structure is high in mtDNA surveys (ϕ_{ST} = 0.420, $P < 0.001$) but is not significant with microsatellites (F_{ST} = 0.002, P = 0.07; $R_{ST} < 0.001$, $P > 0.5$).

Loggerhead life history and population genetics

Hatchling loggerhead turtles leave the nesting beaches of the northwest Atlantic and subsequently occupy oceanic (pelagic) habitats across the North Atlantic and the Mediterranean Sea. Casale *et al*. (2002) reported evidence of male-biased dispersal of Atlantic juveniles into the Mediterranean, and Chaloupka & Limpus (2002) also reported greater dispersal of juvenile males in the southwest Pacific. However, the North Atlantic juveniles appear to be a homogenous mixture of turtles from source populations, with no significant differences in haplotype composition between the western-central and eastern Atlantic ($\phi_{ST} < 0.001$, P = 0.919, based on re-analysis of the data in Bolten *et al*. 1998 and LaCasella *et al*. 2005). Contributions to this pool of juveniles are roughly proportional to the size of source (nesting) populations (Bolten *et al*. 1998; LaCasella *et al*. 2005).

After an oceanic phase that can last a decade or more (Bjorndal *et al*. 2000), pelagic juvenile turtles switch to shallow (neritic) habitats along the continental coastline of North America (although this switch is not immutable, as subadults and adults can switch back to pelagic feeding: Hatase *et al*. 2002b; Witzell 2002). Therefore the transition from juvenile to subadult phase can involve a trans-oceanic migration (Bowen *et al*. 1995; Bolten *et al*. 1998), and recruitment to the same coastline that hosts the familial nesting beaches (Bolten 2003b). At this stage, subadult turtles are not uniformly distributed along the eastern coast of North America (ϕ_{ST} = 0.0088, $P < 0.005$), and haplotype frequency differences are significantly correlated between coastal feeding populations and adjacent nesting populations (Mantel test R^2 = 0.52, P = 0.001; Bowen *et al*. 2004). Hence genetic data indicate that the subadult populations are not a random mix, but are homing to their region of origin, a conclusion supported indirectly by tag recapture data (Avens *et al*. 2003). Homing of subadults (ϕ_{ST} = 0.0088, $P <$ 0.005) is less precise than that of breeding adults (ϕ_{ST} = 0.420, $P < 0.001$), as indicated by the occurrence of subadult turtles far outside the range of nesting habitat (Ehrhart *et al*. 2003; Hopkins-Murphy *et al*. 2003). Nonetheless, this behaviour places subadult turtles at elevated frequencies in the vicinity of their natal nesting colonies.

Additional mtDNA studies indicate that contributions to subadult habitats are influenced by the size of regional source (nesting) populations (Norrgard & Graves 1996; Rankin-Baransky *et al*. 2001; Engstrom *et al*. 2002; Witzell *et al*. 2002; Bass *et al*. 2004). The large rookery in southern Florida contributes most of the subadult turtles feeding along this coast, with additional contributions from the rookeries at the Yucatan Peninsula, Dry Tortugas, Gulf of Mexico, and the Atlantic states of Georgia, South Carolina, and North Carolina. While the composition of juvenile pelagic aggregates in the North Atlantic can be explained by the size of source (nesting) populations, the composition of subadult feeding aggregates is guided by at least two influences: the size of source populations and proximity to these source populations.

After a decade (or more) in subadult habitat, the turtles switch to adult habitats, which are largely unknown but suspected to include the Caribbean Basin. As a consequence of natal homing behaviour of loggerhead females, most nesting populations are distinguished by differences in the frequency of mtDNA haplotypes (Encalada *et al*. 1998; Hatase *et al*. 2002a; Bowen 2003).

Loggerhead turtles have an elaborate life history, reviewed in detail by Bolten & Witherington (2003). For the purposes of this treatment, two additional points bear consideration. First, marine turtles do not have differentiated sex chromosomes, and the sex of emerging hatchlings is

2005
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14

under hormonal control (Owens 1997; Carthy *et al*. 2003). Temperature-dependent sex determination is widespread in turtles, and in this case warmer incubation temperatures produce females, and lower temperatures produce males (Mrosovsky 1994). Second, loggerhead turtles exhibit polyandry, with 31% of nests in Florida having multiple sires (Moore & Ball 2002).

Population overlap in loggerhead turtles

The mtDNA surveys indicate no genetic structure among juvenile (oceanic) populations, low genetic structure among subadult (coastal) populations, and high genetic structure among adult (breeding) populations (Fig. 2).

Three lessons are apparent:

1 Genetic surveys of migratory species on feeding grounds or migratory corridors may be misleading. Loggerhead sea turtles on feeding grounds are mixed aggregates including cohorts from several breeding populations. The same conditions may apply to widely distributed fishes, including migratory sharks, billfishes, and tunas. Surveys of migratory stages are valuable in the context of global phylogeography and mixed-stock analysis, but may miss the fine-scale population structure that is crucial for defining management units (Carlsson *et al*. 2004; Hueter *et al*. 2004).

2 Different management regimes are appropriate at different life stages. For loggerhead turtles, disturbances to the juvenile populations will have a diffuse impact on nesting colonies across the North Atlantic (and possibly the Mediterranean). The large FL-SA population, with perhaps 70% of the nesting effort in this region, will absorb 70% of the disturbances to juvenile populations. The primary threat at this stage may be longline fisheries, which result in thousands of mortalities every year (Witzell 1999; Lewison *et al*. 2004). The primary regulatory bodies are international agencies including the International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT) and the United Nations.

In contrast, disturbance to the subadult populations will have a more direct impact on nearby nesting colonies. The primary threats here are shrimp fisheries, dredging, and pollution (Henwood & Stuntz 1987; Studt 1987; Bjorndal *et al*. 1994; Slay 1995; Sakai *et al*. 2000; Storelli & Marcotrigiano 2003), and the primary regulatory bodies are those agencies responsible for coastal resources, such as the US National Marine Fisheries Service. Perhaps half of the subadults feed near their natal rookery, so that disturbances here will have a strong impact on local nesting populations. This must elevate the conservation priorities for habitat in the vicinity of small and dwindling nesting colonies.

Finally, disturbance to the nesting females will yield specific damage to the corresponding reproductive population. The primary threats are shrimp trawling, beach disturbance, erosion, and construction. The primary regulatory bodies are municipal, state and federal agencies. Clearly at each life history stage there are different threats, different responsibilities, and different prospects.

3 Ecosystem-based protection is not sufficient to manage migratory marine species. One of the most promising advances in marine conservation is the development of marine protected areas (MPAs) on an ecosystem scale (Norse & Crowder 2004; Sobel & Dahlgren 2004). Recent field studies have confirmed the efficacy of MPAs for these ecological goals (Halpern & Warner 2002; Friedlander *et al*. 2003; Halpern 2003), but do not fully address the needs of migratory species. The genetic surveys of juvenile loggerhead turtles confirm suspected links between nesting colonies in the northwest Atlantic and distant feeding populations in the northeast Atlantic and Mediterranean Sea (Carr 1987; Bolten *et al*. 1998; Laurent *et al*. 1998; LaCasella *et al*. 2004). These ocean-wide connections raise doubts about protecting specific ecosystems as a comprehensive management option for loggerhead turtles and other migratory species. For an animal that begins life on a Florida beach, feeds in the east Atlantic and Mediterranean as a juvenile, forages in Florida as a subadult, and occupies the Caribbean Sea as an adult, what ecosystem protection will suffice?

In the case of migratory species, the solution is not ecosystem protection alone, but taxon-specific protection of vulnerable life stages (Bowen & Roman 2005). The specific management strategy will depend on the idiosyncratic life histories of the target species. In sea turtles this clearly includes nesting beaches and juvenile-feeding habitat, for whales it must include the calving grounds in sheltered coastal areas, and in marine fishes it will include spawning aggregates and coastal nurseries.

Sex-biased gene flow in loggerhead turtles

The microsatellite survey indicates no population structure among nesting colonies of the southeastern United States. Taken alone, these data would mandate that regional nesting colonies are a single management unit. Yet the surveys of mtDNA indicate strong population structure among nesting colonies. Two lessons can be drawn from these data:

1 Concerns about inbreeding and corresponding loss of genetic diversity are alleviated for the smaller nesting colonies in the southeastern United States. A key feature of loggerhead population structure is the differences in diversity indices for nesting populations. The mtDNA diversity varies tremendously among nesting colonies of the southeastern United States (h = 0.000–0.664) while the corresponding measures for microsatellites are uniformly high (H_E = 0.700–0.886; Table 3). There is considerable debate about what measures of genetic diversity are

relevant for 'healthy' populations (Lande & Shannon 1996; DeWoody & DeWoody 2005), but it is clear from the microsatellite survey that the smallest and the largest nesting colonies in the southeastern United States have comparable levels of nuclear DNA diversity.

In organisms with chromosomal sex determination, the reduced diversity in mtDNA could carry corresponding expectations for heterogametic (sex-specific) chromosomes. This concern does not apply to sea turtles, which have hormonal (temperature-dependant) sex determination. Furthermore, multiple paternity in egg clutches should retard the loss of diversity by genetic drift. Collectively these factors reduce management concerns about the genetic health of small nesting populations in the southeast United States.

2 Male-mediated gene flow does not detract from the classification of breeding areas as independent populations. For this point, it is helpful to consider the extremes of gender-specific extirpation. What would happen if all the males were eliminated from the breeding habitat adjacent to the nesting beach? The nesting population would continue, because some of the females were inseminated on feeding grounds or migratory corridors, before arriving at the breeding/nesting habitat. In contrast, what would happen if the females were eliminated? The nesting population would be extinct. Females are the essential vessels that transmit the threads of life from generation to generation (Avise 1995). Their nesting site fidelity defines reproductive populations, regardless of male behaviour.

Perhaps the most valuable lesson from this and similar studies is that either nDNA surveys (allozymes, microsatellites, etc.) or mtDNA surveys, taken in isolation, can be positively misleading for migratory species with complex population structure (e.g. Castella *et al*. 2001; Scribner *et al*. 2001; Gay *et al*. 2004). A management plan based on nDNA data alone would indicate a single management unit for nesting colonies of loggerhead turtles of the southeastern United States, a disastrous premise. The mtDNA surveys, if applied at the junctions where populations overlap on feeding or migratory areas, would likewise yield a misleading picture. Genetic surveys of juvenile turtles, taken alone, would indicate a single panmictic population, obscuring the true structure of subadults and nesting adults. Therefore it is desirable to survey multiple life stages to uncover cryptic aspects of population structure (Toonen 2001). Many of the genetic surveys of tunas, billfishes, and sharks are based on adults sampled on feeding habitat, and many of these surveys indicate very low population structure. These surveys are valuable for resolving range-wide population structure and for illuminating cryptic evolutionary partitions. However, when the same species are surveyed in nursery habitats, fine-scale population structure can emerge (Carlsson *et al*. 2004; Hueter *et al*. 2004). To define populations and management units of migratory marine animals, an optimal strategy would be to survey all life stages. It is especially important to survey at the source: the breeding/nesting habitat in the case of sea turtles, the calving grounds in the case of whales, or the spawning/nursery habitat in the case of fishes. Only at these locations will the essential population structure be revealed.

Acknowledgements

This study was made possible by outstanding contributions from K.A. Bjorndal, A.B. Bolten, S.-M. Chow, P. Dutton, S. Epperly, S.A. Karl, R. Klinger, E. LaCasella, G. Marcovaldi and M. Marcovaldi. The microsatellite data were produced by A. Pearce. For advice and assistance we thank E. Almira, D. Amorocho, J. Avise, D. Bagley, S. Baker, G. Balazs, A. Ball, J. Becker, M. Bostrom, M. Camhi, R. Carthy, P. Castaneda, M. Chaloupka, R. Chapman, C. Coogan, M. Courtney, R. Cowie, K. Diemer, A. Dizon, M. Dodd, K. Dodge, E. Dunlavey, L. Ehrhart, S. Encalada, L. Fisher, N. FitzSimmons, A. Foley, J. Foote, J. Frazier, M. Godfrey, S. Grant, M. Harris, S. Hopkins-Murphy, A. Huff, L. Iocco, S. Johnson, N. Kamezaki, M. Lamont, B. Liebert, A. Meylan, R. Mezich, J. Musick, L. Ogren, T. Okuyama, L. Parris, F. Percival, E. Possardt, N. Price, R. Reardon, S. Reynolds, J. Richardson, N. Richardson, J. Roman, S. Shanker, P. Taylor, W. Teas, J. Thome, W. Witzell, S. Woodley-Miller, M. Zacks, M. Zatcoff, and J. Zurita. For logistic support we thank the Archie Carr Center for Sea Turtle Research, Broward County Environmental Quality Control Board, Florida Department of Natural Resources, Florida Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Georgia Department of Natural Resources, NOAA-Fisheries Molecular Genetics Laboratory, Marine Mammal Stranding Center (New Jersey, USA), Maryland Department of Natural Resources, Massachusetts Audubon Wellfleet Bay Wildlife Sanctuary, the Marine Education, Research, and Rehabilitation Institute (Delaware, USA), North Carolina Department of Environment and Natural Resources, Projeto Tartaruga Marinha (TAMAR; Brazil), Riverhead Foundation for Marine Research and Preservation (New York, USA), South Carolina Department of Natural Resources, the Volusia County Turtle Patrol (Florida, USA), the DNA Sequencing Core at the University of Florida, and the US National Park Service. We thank S. White for drafting Fig. 1. For valuable critiques we thank Louis Bernatchez, two anonymous reviewers, and the Zoology Department Journal Club at UH Manoa. Research was funded by the US National Marine Fisheries Service, US National Science Foundation, US Fish and Wildlife Service, National Geographic Society, Turner Foundation, and private contributions. This is contribution #1192 from the Hawaii Institute of Marine Biology, and contribution #6536 from SOEST.

References

Allard MW, Miyamoto MM, Bjorndal KA, Bolten AB, Bowen BW (1994) Support for natal homing in green turtles from mitochondrial DNA sequences. *Copeia*, **1994**, 34–41.

Allendorf FW, Seeb LW (2000) Concordance of genetic divergence among sockeye salmon populations at allozyme, nuclear DNA, and mitochondrial DNA markers. *Evolution*, **54**, 640–651.

Arnaud-Haond S, Monteforte M, Blanc F, Bonhomme F (2003) Evidence for male-biased effective sex ratio and recent step-by-step colonization in the bivalve *Pinctada mazatlanica*. *Journal of Evolutionary Biology*, **5**, 790–796.

Avens L, Braun-McNeill J, Epperly S, Lohmann KJ (2003) Site fidelity and homing behavior in juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Marine Biology*, **143**, 211–220.

Avise JC (1995) Mitochondrial DNA polymorphism and a connection between genetics and demography of relevance to conservation. *Conservation Biology*, **9**, 686–690.

Baker CS, Slade RW, Bannister JL *et al.* (1994) Hierarchical structure of mitochondrial DNA gene flow among humpback whales *Megaptera novaeangliae*, world-wide. *Molecular Ecology*, **3**, 313–327.

Baker CS, Medrano-Gonzalez L, Calamabokidis J *et al.* (1998) Population structure of nuclear and mitochondrial DNA variation among humpback whales in the North Pacific. *Molecular Ecology*, **7**, 695–707.

Bass AL, Epperly SP, Braun-McNeill J (2004) Multi-year analysis of stock composition of a loggerhead turtle (*Caretta caretta*) foraging habitat using maximum likelihood and Bayesian methods. *Conservation Genetics*, **5**, 783–796.

Beerli P (2002) *MIGRATE version 1.7.6.1 — Documentation and Program*. Available at http://evolution.genetics.washington.edu/lamark.html.

Beerli P, Felsenstein J (1999) Maximum likelihood estimation of migration rates and effective population numbers in two populations using a coalescent approach. *Genetics*, **152**, 763–773.

Birky CWJ, Marayama T, Fuerst P (1983) An approach to population and evolutionary genetic theory for genes in mitochondria and chloroplasts, and some results. *Genetics*, **103**, 513–527.

Bjorndal KA, Bolten AB, Lagueux CJ (1994) Ingestion of marine debris by juvenile sea turtles in coastal Florida habitats. *Marine Pollution Bulletin*, **28**, 154–158.

Bjorndal KA, Bolten AB, Martins HR (2000) Somatic growth model of juvenile loggerhead sea turtles *Caretta caretta*: duration of pelagic stage. *Marine Ecology Progress Series*, **202**, 265–272.

Blundell GM, Ben-David M, Groves P, Bowyer RT, Geffen E (2002) Characteristics of sex-biased dispersal and gene flow in coastal river otters: implications for natural recolonization of extirpated populations. *Molecular Ecology*, **11**, 289–303.

Bolten AB (2003a) Active swimmers — passive drifters: the oceanic juvenile stage of loggerheads in the Atlantic system. In: *Loggerhead Sea Turtles* (eds Bolten AB, Witherington BE), pp. 63–78. Smithsonian Press, Washington, D.C.

Bolten AB (2003b) Variation in sea turtle life history patterns: neritic versus oceanic developmental stages. In: *The Biology of Sea Turtles* (eds Lutz PL, Musick JA, Wyneken J), Vol. 2, pp. 243–257. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Bolten AB, Witherington BE, eds (2003) *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Press, Washington, D.C.

Bolten AB, Bjorndal KA, Martins HR *et al.* (1998) Trans-Atlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analyses. *Ecological Applications*, **8**, 1–7.

Bonatto SL, Salzano FM (1997) A single and early migration for the peopling of the Americas supported by mitochondrial DNA sequence data. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **94**, 1866–1871.

Bowen BW (1997) Complex population structure and the conservation genetics of migratory marine mammals: lessons from sea turtles. In: *Molecular Genetics of Marine Mammals* (eds Dizon AE, Chivers SJ, Perrin WF), pp. 77–84. Journal of Marine Mammalogy Special Publication 3, Lawrence, Kansas.

Bowen BW (1998) What is wrong with ESUs? The gap between evolutionary theory and conservation principles. *Journal of Shellfish Research*, **17**, 1355–1358.

Bowen BW (2003) What is a loggerhead turtle? The genetic perspective. In: *Loggerhead Sea Turtles* (eds Bolten AB, Witherington BE), pp. 7–27. Smithsonian Press, Washington, D.C.

Bowen BW, Roman J (2005) Gaia's handmaidens: the Orlog model for conservation. *Conservation Biology*, in press.

Bowen BW, Meylan AB, Ross JP *et al.* (1992) Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. *Evolution*, **46**, 865–881.

Bowen BW, Avise JC, Richardson JI *et al.* (1993) Population structure of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in the northwest Atlantic Ocean and Mediterranean Sea. *Conservation Biology*, **7**, 834–844.

Bowen BW, Kamezaki N, Limpus CJ *et al.* (1994) Global phylogeography of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) as indicated by mitochondrial DNA haplotypes. *Evolution*, **48**, 1820–1828.

Bowen BW, Abreu-Grobois FA, Balazs GH *et al.* (1995) Trans-Pacific migrations of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) demonstrated with mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **92**, 3731–3734.

Bowen BW, Bass AL, Garcia A *et al.* (1996) The origin of hawksbill turtles in a Caribbean feeding area as indicated by genetic markers. *Ecological Applications*, **6**, 566–572.

Bowen BW, Bass AL, Chow S-M *et al.* (2004) Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). *Molecular Ecology*, **13**, 3797–3808.

Buonaccorsi VP, McDowell JR, Graves JE (2001) Reconciling patterns of inter-ocean molecular variance from four classes of molecular markers in blue marlin (*Makaira nigricans*). *Molecular Ecology*, **10**, 1179–1196.

Carlsson J, McDowell JR, Diaz-Jaimes P *et al.* (2004) Microsatellite and mitochondrial DNA analyses of Atlantic bluefin tuna (*Thunnus thynnus thynnus*) population structure in the Mediterranean Sea. *Molecular Ecology*, **13**, 3345–3356.

Carr AM (1987) New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. *Conservation Biology*, **1**, 103–121.

Carthy RR, Foley AM, Matsuzawa Y (2003) Incubation environment of loggerhead turtle nests: effects of hatching success and hatchling characteristics. In: *Loggerhead Sea Turtles* (eds Bolten AB, Witherington BE), pp. 63–78. Smithsonian Press, Washington, D.C.

Casale P, Laurent L, Gerosa G, Argano R (2002) Molecular evidence of male-biased dispersal in loggerhead turtle juveniles. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **267**, 139–145.

Castella V, Ruedi M, Excoffier L (2001) Contrasted patterns of mitochondrial and nuclear structure among nursery colonies of the bat *Myotis myotis*. *Journal of Evolutionary Biology*, **14**, 708–720.

Chaloupka M, Limpus CJ (2002) Survival probability estimates for the endangered loggerhead sea turtle resident in southern Great Barrier Reef waters. *Marine Biology*, **140**, 267–277.

Cornuet J-M, Piry S, Luikart G, Estoup A, Solignac M (1999) New methods employing multilocus genotypes to select or exclude populations as origins of individuals. *Genetics*, **153**, 1989–2000.

DeWoody JA, DeWoody YD (2005) On the estimation of genome-wide heterozygosity using molecular markers. *Journal of Heredity*, in press.

Ehrhart LM, Bagley DA, Redfoot WE (2003) Loggerhead turtles in the Atlantic Ocean: geographic distribution, abundance, and population status. In: *Loggerhead Sea Turtles* (eds Bolten AB, Witherington BE), pp. 157–174. Smithsonian Press, Washington, D.C.

Encalada SE, Bjorndal KA, Bolten AB *et al.* (1998) Population structure of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nesting colonies in the

Atlantic and Mediterranean regions as inferred from mtDNA control region sequences. *Marine Biology*, **130**, 567–575.
Engstrom TN, Meylan PA, Meylan AB (2002) Origin of juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*) in a tropical developmental habitat in Caribbean Panama. *Animal Conservation*, **5**, 125–133.
Escorza-Trevino S, Dizon AE (2000) Phylogeography, intraspecific structure, and sex-biased dispersal of Dall's porpoise, *Phocoenoides dalli*, revealed by mitochondrial and microsatellite DNA analyses. *Molecular Ecology*, **9**, 1049–1060.
Excoffier L, Slatkin M (1995) Maximum-likelihood estimation of molecular haplotype frequencies in a diploid population. *Molecular Biology and Evolution*, **12**, 921–927.
FitzSimmons NN (1998) Single paternity of clutches and sperm storage in the promiscuous green turtle (*Chelonia mydas*). *Molecular Ecology*, **7**, 575–584.
FitzSimmons NN, Moritz C, Limpus CJ *et al.* (1996) Comparative genetic structure of green, loggerhead, and flatback populations in Australia based on variable mtDNA and nDNA regions. In: *Proceedings of the International Symposium on Sea Turtle Conservation Genetics* (eds Bowen BW, Witzell WN), pp. 25–32. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-396. National Technical Information Service, Springfield, Virginia.
FitzSimmons NN, Limpus CJ, Moritz C (1997a) Philopatry of male marine turtles inferred from mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **94**, 8912–8917.
FitzSimmons NN, Moritz C, Limpus CJ, Pope L, Prince R (1997b) Geographic structure of mitochondrial and nuclear gene polymorphisms in Australian green turtle populations and male-biased gene flow. *Genetics*, **147**, 1843–1854.
Fraser DJ, Lippe C, Bernatchez L (2004) Consequences of unequal population size, asymmetric gene flow and sex-biased dispersal on population structure in brook charr (*Salvelinus fontinalis*). *Molecular Ecology*, **13**, 67–80.
Friedlander A, Nowlis JS, Sanchez JA *et al.* (2003) Designing effective marine protected areas in seaflower biosphere reserve, Colombia, based on biological and sociological information. *Conservation Biology*, **17**, 1769–1784.
Gaggiotti OE, Lange O, Rassmann K, Gliddon C (1999) A comparison of two indirect methods for estimating average levels of gene flow using microsatellite data. *Molecular Ecology*, **8**, 1513–1520.
Gay L, Du Rau PD, Mondain-Monval JY, Crochet PA (2004) Phylogeography of a game species: the red-crested pochard (*Netta rufina*) and consequences for its management. *Molecular Ecology*, **13**, 1035–1045.
Goodman SJ (1997) R_{ST} Calc: a collection of computer programs for calculating estimates of genetic differentiation from microsatellite data and determining their significance. *Molecular Ecology*, **6**, 881–885.
Goudet J, Raymond M, Meeiis TD, Rousset F (1996) Testing differentiation in diploid populations. *Genetics*, **144**, 1933–1940.
Goudet J, Perrin N, Wasser P (2002) Tests for sex-biased dispersal using bi-parentally inherited genetic markers. *Molecular Ecology*, **11**, 1103–1114.
Grant WS, Milner GB, Krasnowski P, Utter FM (1980) Use of biochemical genetic variants for identification of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) stocks in Cook Inlet, Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **37**, 1236–1247.
Greenwood PJ (1980) Mating systems, philopatry, and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour*, **28**, 140–162.
Guo S, Thompson E (1992) Performing the exact test of Hardy–Weinberg proportions for multiple alleles. *Biometrics*, **48**, 361–372.
Halpern BS (2003) The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, **13**, S117–S137.
Halpern BS, Warner RR (2002) Marine reserves have rapid and lasting effects. *Ecology Letters*, **5**, 361–366.
Hatase H, Kinoshita M, Bando T *et al.* (2002a) Population structure of loggerhead turtles, *Caretta caretta*, nesting in Japan: bottlenecks on the Pacific population. *Marine Biology*, **141**, 299–305.
Hatase H, Takai N, Matsuzawa Y *et al.* (2002b) Size-related differences in feeding habitat use of adult female loggerhead turtles *Caretta caretta* around Japan determined by stable isotope analyses and satellite telemetry. *Marine Ecology Progress Series*, **233**, 273–281.
Henwood TA, Stuntz WE (1987) Analysis of sea turtle captures and mortalities during commercial shrimp trawling. *Fishery Bulletin*, **85**, 813–817.
Hopkins-Murphy SR, Owens DW, Murphy TM (2003) Ecology of immature loggerheads on foraging grounds and adults in internesting habitat in the eastern United States. In: *Loggerhead Sea Turtles* (eds Bolten AB, Witherington BE), pp. 79–92. Smithsonian Press, Washington, D.C.
Hueter RE, Huepel MR, Heist EJ, Keeney DB (2004) The implications of philopatry in sharks for the management of shark fisheries. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, **35** (7), 1–10.
Karl SA, Bowen BW, Avise JC (1992) Global population structure and male-mediated gene flow in the green turtle (*Chelonia mydas*): RFLP analysis of anonymous nuclear DNA regions. *Genetics*, **131**, 163–173.
Kassahn KS, Donnellan SC, Fowler AJ, Hall KC, Adams M, Shaw PW (2003) Molecular and morphological analyses of the cuttlefish *Sepia apama* indicate a complex population structure. *Marine Biology*, **143**, 947–962.
LaCasella EL, Dutton PH, Epperly SP (2005) *Genetic stock composition of loggerheads (*Caretta caretta*) encountered in the northeast Atlantic distant (NED) longline fishery using mtDNA analysis*. NOAA-NMFS-SEFSC Technical Memorandum. National Technical Information Service, Springfield, Virginia, in press.
Lande R, Shannon S (1996) The role of genetic variation in adaptation and population persistence in a changing environment. *Evolution*, **50**, 434–437.
Laurent L, Casale P, Bradai MN *et al.* (1998) Molecular resolution of the marine turtle stock composition in fishery bycatch: a case study in the Mediterranean. *Molecular Ecology*, **7**, 1529–1542.
Lewison RL, Freeman SA, Crowder LB (2004) Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. *Ecology Letters*, **7**, 221–231.
Lu G, Basley DJ, Bernatchez L (2001) Contrasting patterns of mitochondrial DNA and microsatellite introgressive hybridization between lineages of lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*); relevance for speciation. *Molecular Ecology*, **10**, 965–985.
Lyrholm T, Gyllensten U (1998) Global matrilineal population structure in sperm whales as indicated by mitochondrial DNA sequences. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **265**, 1679–1684.
Lyrholm T, Leimar O, Johanneson B, Gyllensten U (1999) Sex-biased dispersal in sperm whales: contrasting mitochondrial and nuclear genetic structure of global populations. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, **266**, 347–354.

2005
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14

Miller MP (1997) *Tools for Population Genetic Analyses (TFPGA): a Windows program for the analysis of allozyme and molecular population genetic data*. Available at http://www.public.asu.edu/~mmiller8/tfpga.htm.

Mills LS, Allendorf FW (1996) The one-migrant-per-generation rule in conservation and management. *Conservation Biology*, **10**, 1509–1518.

Mogensen HL (1996) The hows and ways of cytoplasmic inheritance in seed plants. *American Journal of Botany*, **83**, 383–404.

Möller LM, Beheregaray LB (2004) Genetic evidence for sex-biased dispersal in resident bottlenose dolphins (*Turciops aduncus*). *Molecular Ecology*, **13**, 1607–1612.

Moore MK, Ball RM (2002) Multiple paternity in loggerhead turtle (*Caretta caretta*) nests on Melbourne Beach, Florida: a microsatellite analysis. *Molecular Ecology*, **11**, 281–288.

Moritz C (1994) Defining 'evolutionary significant units' for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, **9**, 373–375.

Mossman CA, Wasser PM (1999) Genetic detection of sex-biased dispersal. *Molecular Ecology*, **8**, 1063–1067.

Mrosovsky N (1994) Sex ratios of sea turtles. *Journal of Experimental Zoology*, **60**, 1012–1016.

Nei M (1987) *Molecular Evolutionary Genetics*. Columbia University Press, New York.

Norman JA, Moritz C, Limpus CJ (1994) Mitochondrial DNA control region polymorphisms: genetic markers for ecological studies of marine turtles. *Molecular Ecology*, **3**, 363–373.

Norrgard JW, Graves JE (1996) Determination of the natal origin of a juvenile loggerhead turtle (*Caretta caretta*) population in Chesapeake Bay using mitochondrial DNA analysis. In: *Proceedings of the International Symposium on Sea Turtle Conservation Genetics* (eds Bowen BW, Witzell WN), pp. 129–138. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-396. National Technical Information Service, Springfield, Virginia.

Norse EA, Crowder LB (2004) *Marine Conservation Biology: the Science of Maintaining the Sea's Biodiversity*. Island Press, Washington, D.C.

Owens DW (1997) Hormones in the life history of sea turtles. In: *The Biology of Sea Turtles* (eds Lutz PL, Musick JA), pp. 315–342. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Palumbi SR, Baker CS (1994) Contrasting views of humpback whale population structure using mitochondrial and nuclear DNA sequences. *Molecular Biology and Evolution*, **11**, 426–435.

Pardini AT, Jones CS, Noble LR *et al.* (2001) Sex-biased dispersal of great white sharks. *Nature*, **412**, 139–140.

Park S (2001) *Microsatellite toolkit for MS Excel*. Available at http://acer.gen.tcd.ie/~sdepark/ms-toolkit/.

Peakall R, Smouse P (2001) *GENALEX 5.1: Genetic Analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research*. Available at http://www.anu.edu.au/BoZo/GenAlEx/.

Pearce AF (2001) *Contrasting population structure of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) using mitochondrial and nuclear DNA markers*. MSc Thesis, University of Florida, Gainesville.

Rankin-Baransky K, Williams CJ, Bass AL, Bowen BW, Spotila JR (2001) Origin of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) strandings in the northwest Atlantic as determined by mtDNA analysis. *Journal of Herpetology*, **35**, 638–646.

Rannala B, Mountain JL (1997) Detecting immigrants by using multilocus genotypes. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, **94**, 9197–9201.

Raymond M, Rousset F (1995) An exact test for population differentiation. *Evolution*, **49**, 1280–1283.

Roberts MA, Schwartz TS, Karl SA (2004) Global population structure and male-mediated gene flow in the green sea turtle (*Chelonia mydas*): analysis of microsatellite loci. *Genetics*, **166**, 1857–1870.

Sakai H, Saeki K, Ichihashi H *et al.* (2000) Species-specific distribution of heavy metals in tissues and organs of loggerhead turtle (*Caretta caretta*) and green turtle (*Chelonia mydas*) from Japanese coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, **40**, 701–709.

Schneider S, Roessli D, Excoffier L (2000) *ARLEQUIN: A software for population genetics data analysis, Version 2.000*. Available at http://anthro.unige.ch/arlequin.

Schrey AW, Heist EJ (2003) Microsatellite analysis of population structure in the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60**, 670–675.

Schroth W, Streit B, Schierwater B (1996) Evolutionary handicap for turtles. *Nature*, **384**, 521–522.

Scribner KT, Petersen MR, Fields RL, Talbot SL, Pearce JM, Chesser RK (2001) Sex-biased gene flow in spectacled eiders (Anatidae): inferences from molecular markers with contrasting modes of inheritance. *Evolution*, **55**, 2105–2115.

Shaw PW, Arkhipkin AI, Al-Khairulla H (2004) Genetic structuring of Patagonian toothfish populations in the southwest Atlantic Ocean: the effect of the Antarctic Polar Front and deep-water troughs as barriers to genetic exchange. *Molecular Ecology*, **13**, 3293–3303.

Slatkin M (1995) A measure of population subdivision based on microsatellite allele frequencies. *Genetics*, **139**, 457–462.

Slatkin M (1997) *ENUMERATE*. Available at http://ib.berkeley.edu/labs/slatkin/monty/Ewens_exact.program.

Slatkin M, Barton N (1989) A comparison of three indirect methods for estimating average levels of gene flow. *Evolution*, **43**, 1349–1368.

Slatkin M, Excoffier L (1996) Testing for linkage disequilibrium in genotypic data using the expectation-maximization algorithm. *Heredity*, **76**, 377–383.

Slay CK (1995) Sea turtle mortality related to dredging activities in the southeastern US. In: *Proceedings of the Twelfth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation* (eds Richardson JI, Richardson TH), pp. 132–133. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-361. National Technical Information Services, Springfield, Virginia.

Sobel J, Dahlgren C (2004) *Marine Reserves: A Guide to Science, Design, and Use*. Island Press, Washington, D.C.

Stewart DT, Saavedra C, Stanwood RR, Ball AO, Zouros E (1995) Male and female mitochondrial DNA lineages in the blue mussel (*Mytilus edulis*) species group. *Molecular Biology and Evolution*, **12**, 735–747.

Storelli MM, Marcotrigiano GO (2003) Heavy metal residues in tissues of marine turtles. *Marine Pollution Bulletin*, **46**, 397–400.

Studt JF (1987) Amelioration of maintenance dredging impacts on sea turtles, Canaveral Harbor, Florida, USA. In: *Ecology of East Florida Sea Turtles, Proceedings of the Cape Canaveral, Florida, Sea Turtle Workshop, Miami, Florida, USA, February 26–27, 1985* (ed. Witzell WN), pp. 55–58. NOAA Technical Report no. 53, National Technical Information Service, Springfield, Virginia.

Tamura K, Nei M (1993) Estimation of the number of nucleotide substitutions in the control region of mitochondrial DNA in humans and chimpanzees. *Molecular Biology and Evolution*, **10**, 512–526.

Toonen RJ (2001) *Genetic analysis of recruitment and dispersal patterns in the porcelain shore crab*, Petrolisthes cinctipes. PhD Dissertation, University of California, Davis.

Weir BS, Cockerham CC (1984) Estimating *F*-Statistics for the analysis of population structure. *Evolution*, **38**, 1358–1370.

Wenink PW, Baker AJ (1996) Mitochondrial DNA lineages in composite flocks of migratory and wintering dunlins (*Calidris alpina*). *Auk*, **113**, 744–756.

Wennerberg L (2001) Breeding origin and migration pattern of dunlin (*Calidris alpina*) revealed by mitochondrial DNA analysis. *Molecular Ecology*, **10**, 1111–1120.

Whitlock MC, McCauley DE (1999) Indirect measures of gene flow and migration: F_{ST} not equal $1/(4Nm + 1)$. *Heredity*, **82**, 117–125.

Wirgin I, Waldman JR, Maceda L, Stabile J, Vecchio VJ (1997) Mixed stock analysis of Atlantic coast striped bass (*Morone saxatilis*) using nuclear DNA and mitochondrial DNA markers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **54**, 2814–2826.

Wirgin I, Waldman J, Stabile J, Lubinski B, King T (2002) Comparison of mitochondrial DNA control region sequence and microsatellite DNA analyses in estimating population structure and gene flow rates in Atlantic sturgeon *Acipenser oxyrinchus*. *Journal of Applied Ichthyology*, **4–6**, 313–319.

Witzell WN (1999) Distribution and relative abundance of sea turtles caught incidentally by the US pelagic longline fleet in the western North Atlantic Ocean, 1992–95. *Fishery Bulletin*, **97**, 200–211.

Witzell WN (2002) Immature Atlantic loggerhead turtles (*Caretta caretta*): suggested changes to the life history model. *Herpetological Review*, **33**, 266–269.

Witzell WN, Bass AL, Bresette MJ, Singewald DA, Gorham JC (2002) Origin of immature loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Hutchinson Island, Florida: evidence from mtDNA markers. *Fishery Bulletin*, **100**, 624–631.

Wright S (1931) Evolution in Mendelian populations. *Genetics*, **16**, 97–159.

Zegura S, Karafet TM, Zhivotovsky LA, Hammer MF (2004) High-resolution SNPs and microsatellite haplotypes point to a single, recent entry of native American Y chromosomes into the Americas. *Molecular Biology and Evolution*, **21**, 164–175.

Anna Bass is a doctoral candidate interested in the patterns and processes of speciation and population genetics in marine organisms. Luciano soares is studying the population structure of marine turtles with TAMAR-IBAMA, the Brazilian organization dedicated to marine turtle conservation. Kob Toonen and Brian Bowen oversee a program at Hawaii Institute of Marine Biology, dedicated to the conservation genetics and molecular evolution of marine organisms.

---

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14

2005

CARACTERIZAÇÃO DAS PESCARIAS COM ESPINHEL PELÁGICO QUE INTERAGEM COM TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL

Rodrigo Coluchi[1]; Bruno de Barros Giffoni[1]; Gilberto Sales[1]; Carlos Eduardo Neves Consulim[1]; Fernando Niemeyer Fiedler[1]; Nilamon de Oliveira Leite Júnior[1] & FabianoPeppes[1]

e-mail: coluchi@tamar.org.br

1- Fundação Pró-Tamar, Av. Alexandrino de Alencar, 1399. cep. 59015-350, Natal-RN

Introdução

A pesca com espinhel pelágico no Brasil se iniciou na região nordeste em 1956, com a introdução de embarcações japonesas que buscavam explorar estoques de atuns (*Thunnus* spp.) em águas do oceano Atlântico Equatorial (Hazin et al., 1998). Em 1959 a frota sediada no porto de Recife - PE, já totalizava 12 embarcações (Paiva & Le Gall, 1975), que utilizavam segmentos de cabos multifilamento para comporem a linha principal do aparelho de pesca e peixes como isca. A utilização do espinhel em nylon monofilamento, direcionado à captura do espadarte (*Xiphias gladius*), com atratores luminosos e lulas como isca, foi introduzido em 1994 em poucas embarcações sediadas em Santos-SP (Arfelli, 1996). Com isso, uma grande quantidade desses barcos migrou para as regiões S/SE, compondo na década de 90 os maiores portos pesqueiros do país (Amorim et al., 2002). Após esse pico houve uma tendência de que voltassem a operar nas proximidades da zona equatorial, uma vez que a produção declinava nas latitudes mais elevadas. O estabelecimento dessa pescaria no país foi impulsionado pela abertura às embarcações estrangeiras que, em contrapartida a exploração dos recursos de domínio brasileiro, contribuiriam para formação de uma frota nacional capaz de aumentar a geração de divisas e a oferta de pescado no mercado interno, através da modernização da frota e da especialização da mão de obra. Finalmente, em 2003, a Secretaria Especial para Agricultura e Pesca – SEAP criou medidas legais para permitir os arrendamentos de embarcações por empresas brasileiras.

Mesmo não sendo o objetivo desta pesca, as tartarugas marinhas são freqüentemente capturadas em todo mundo. As capturas de espécimes juvenis e adultos tornam o espinhel pelágico uma das principais causas da mortalidade desses animais

(Oravetz, 1999). Baseando-se nessa realidade, a partir de 2001 o Projeto TAMAR-IBAMA passou a direcionar esforços no sentido de avaliar e buscar a redução das capturas pelas diversas artes de pesca, dando origem ao Plano de Ação Nacional para a Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Pesca (Marcovaldi et al., 2002).

O presente trabalho apresenta uma descrição das diferentes modalidades de espinhéis pelágicos que operam no Brasil.

Materiais e Métodos

As embarcações espinheleiras e petrechos utilizados foram caracterizados entre os anos de 2001 e 2005.

O termo "pescaria" foi adotado como a unidade de avaliação e monitoramento em que se baseiam as interações entre tartarugas marinhas e as diferentes tecnologias de pesca, sendo definido como toda atividade pesqueira, realizada numa área especifica, utilizando equipamentos específicos que interagem com tartarugas marinhas. Cada pescaria foi definida com base em 12 critérios, apresentados na Tabela1. As informações provenientes das embarcações estrangeiras vêm de uma parceria entre o Projeto TAMAR-IBAMA e a SEAP, conforme a legislação em vigor (Decreto 4.810 de 19/08/2003) as embarcações arrendadas têm a obrigatoriedade de levarem um observador de bordo em todos os cruzeiros. As caracterizações das frotas nacionais foram realizadas por técnicos do Projeto TAMAR e de projetos parceiros, através de embarques e entrevistas nos portos de desembarque. Todas as informações foram inseridas no Sistema de Informações do Projeto TAMAR-IBAMA (SITamar), que serviu como fonte dos dados apresentados nesse trabalho.

Resultados e Discussão

Foram caracterizadas quatro pescarias distintas, todas com potencial de interação com tartarugas marinhas:

1. Espinhel Pelágico Modelo Chinês: Operado por embarcações de fibra de vidro, com comprimento variando entre 24 e 38 metros e tendo como alvo os atuns. Atualmente o potencial pesqueiro é constituído por 14 barcos arrendados sediados em Recife. A linha

principal é formada por segmentos de cabos de monofilamento (poliamida com 3,0mm de espessura) conectados entre si por emendas de cabos multifilamento, que formam as alças onde são presas às linhas secundárias (nylon monofilamento com 2,0mm de espessura), bóias e bóias-rádio. Os cabos de bóia são confeccionados em nylon multifilamento e possuem de 12 a 15 metros. Entre duas bóias há 5 ou 6 linhas secundárias com distância de aproximadamente 30 metros uma da outra, variam entre 20 e 25 metros de comprimento, possuindo estropo de aço e um anzol modelo "tuna hook". As iscas utilizadas são peixes, na sua maioria o "milk-fish" (*Chanos chanos*), importado de países orientais, e a cavalinha (*Scomber japonicus*). Os lançamentos começam nas primeiras horas da manhã, podendo atingir um esforço de 3000 anzóis, fazendo com que o período de imersão do material seja de dia; os recolhimentos se iniciam no final da tarde e duram praticamente a noite inteira. Todo material de pesca é acondicionado em sacos de lona plástica, sendo lançado manualmente e recolhido com o auxílio de um equipamento hidráulico.

2. Espinhel Pelágico Modelo Itaipava: Embarcações de 10 a 15 metros de comprimento que são voltadas a captura do dourado (*Coryphaena hippurus*). A linha principal é confeccionada em nylon multifilamento podendo atingir 5 milhas náuticas de comprimento, com bóias de isopor sem cabos para sua sustentação. Entre cada bóia são presas duas linhas secundárias com dois metros de comprimento (nylon monofilamento), o anzol utilizado é do tipo "J". As iscas são feitas de pedaços de peixes, geralmente bonitos (*Katsuwonus pelamis, Auxis rochei* e *Euthynnus alletteratus*). Aproximadamente 300 embarcações sediadas em Itaipava-ES desenvolvem essa pescaria, o esforço empregado por cada uma varia entre 600 e 1300 anzóis. A rotina de pesca é toda durante o dia, com o material lançado pela manhã e verificado constantemente pelos pescadores até o recolhimento manual das capturas.

3. Espinhel Pelágico Modelo Americano Norte-Nordeste: É composta por 13 embarcações arrendadas e 27 brasileiras, construídas em aço ou madeira e registradas nos portos de Cabedelo-PB e Natal-RN. As espécies alvo dessa pescaria são o espadarte, atuns e tubarões. A linha principal é acondicionada em um tambor hidráulico com capacidade média de 65 milhas náuticas de nylon monofilamento (poliamida 3,0mm de espessura). O esforço empregado por essa frota varia de 850 a 2560 anzóis por

lançamento, sendo cada intervalo entre bóias composto por 4 a 8 linhas secundárias com distância aproximada de 60 metros entre elas, são confeccionadas em nylon monofilamento (2,0mm de espessura), com estropo de aço, totalizando cerca de 20 metros de comprimento e presas a linha principal através de grampos de aço inoxidável ("snaps"). Os cabos das bóias e bóias - rádio possuem em torno 18 metros. A isca mais utilizada é a lula (*Illex argentinus*), que é tingida para o uso nas embarcações estrangeiras; próximo a isca é colocado um atrator luminoso. Os lançamentos têm início no começo da noite, com os recolhimentos pela manhã, fazendo que o período de imersão seja durante a noite.

4. Espinhel Pelágico Modelo Americano Sul-Sudeste: Esta pescaria possui basicamente as mesmas características da anterior, se diferenciando principalmente pelo fato de serem sediadas em Itajaí-SC e Santos-SP, atuarem nas regiões sul e sudeste do país e utilizarem também a cavalinha como isca. Essa frota é composta de 13 embarcações nacionais e 3 arrendadas.

As principais características de cada pescaria são apresentadas na Tabela 2.

As diferentes características dos aparelhos de pesca e das rotinas empregadas a bordo, principalmente a profundidade e o período de imersão do petrecho, sugerem diferenças entre as espécies que compõe as capturas incidentais de tartarugas, conforme observado nas pescarias espinheleiras do Pacífico Norte (Polovina et al., 2003). Este fato também foi observado quando se comparou a composição das capturas entre espinheis monofilamento e multifilamento (Hazin et al., 2002).

Referências Bibliográficas

Amorim, A.F., Arfelli, C.A. and Bacilieri, S. 2002. Shark Data From Santos Longliners Fishery off Southern Brazil (1971-2000). Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT, 54 (4): 1341-1348.

Arfelli, C.A. 1996. Estudo da Pesca e Aspectos da Dinâmica Populacional de Espadarte Xiphias gladius L. 1758, no Atlântico Sul. Tese de Doutorado. Instituto de Biociências, UNESP Campus de Rio Claro: pp 1-175.

Hazin, F.H.V., Zagaglia,J.R., Broadhurst, M.K, Travassos, P.E.P. and Bezerra, T.R.Q. 1998. Review of a Small-scale Pelagic Longline Fishery off Northeastern Brazil. Marine Fisheries Review. 60 (3).

Hazin, F.H.V., Hazin, H.G. and Travassos, P.E.P. 2002. Influence of the Type of Longline on the Catch Rate and Size Composition of Swordfish, *Xiphias gladius* (Lineus, 1758), in the Southwestern Equatorial Atlantic Ocean. Collective Volume of Scientific Papers, ICCAT, 54 (5): 1555-1559.

Marcovaldi, M. A., Thomé, J. C., Sales, G., Coelho, A. C. Gallo, B. and Bellini, C.. 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. Marine Turtle Newsletter 96: 24-25.

Oravetz, C.A. 1999. Redicing incidental catch in fisheries. *In* Research and management techniques for the conservation of sea turtles (K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly, eds.), p. 189-193. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group publication no.4.

Paiva, M. P. and J.Y. Lê Gall. 1975. Catches of tunas and tuna like fishes in the longline fishery area off the coast of Brazil. Arq. Ciênc. Mar. 15(1):1-18.

Polovina, J. J., Howell, E., Parker, D. M., Balazs, G. H. 2003. Dive-depth distribution of loggerhead (*Caretta Caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific: Might deep longline sets catch fewer turtles? Fishery Bulletin. 101 (1): 189-193.

Critérios Merísticos	Critérios Sócio-econômicos
Caracterização do petrecho	Aspectos organizacionais
Caracterização da embarcação	Pontos de desembarque
Área de pesca	Interfaces Institucionais
Distribuição temporal	Legislação incidente
Espécies-alvo	
Esforço de pesca	
Unidade de esforço	
Pescadores envolvidos	

Tabela 1. Critérios utilizados para as caracterizações das pescarias.

	Espécie alvo	Tipo de anzol	Tipo de isca	Período de imersão	Atrator luminoso	Comp. cabo de bóia (m)	Comp. linha secundária (m)
Chinês	atuns	tunna hook	peixe	dia	nao	10 a 15	20 a 25
Itaipava	dourado	J	peixe	dia	nao	0	2
Americano N/NE	espadarte, atuns e tubaroes	J 9/0 e 10/0	lula	noite	sim	18	20
Americano S/SE	espadarte, atuns e tubaroes	J 9/0	lula e peixe	noite	sim	18	20

Tabela 2. Principais características que se diferenciam entre as pescarias.

EXPERIMENTO COM ANZOL CIRCULAR NA ZEE BARSILEIRA E EM ÁGUAS ADJACENTES, PARA MITIGAR A CAPTURA DE TARTARUGAS MARINHAS NA PESCARIA DE ESPINHEL PELÁGICO.

Bruno de Barros Giffoni[1]; Gilberto Sales[1]; Carlos Eduardo Neves Consulim[1]; Fernando Niemeyer Fiedler[1]; Fabiano Peppes[1] & Yonat Swimmer[2]

[1]FundaçãoPró-Tamar. Rua Antônio Athanásio nº 273, Itaguá, Ubatuba – SP. CEP: 11680-000.

email: bruno@tamar.org.br

[2]NOAA Fisheries, Pacific Islands Fisheries Science Center, Honoulu, Hawaii, 96822, USA:

email: yonat.swimmer@noaa.gov

Introdução

A pescaria de espinhel pelágico no Brasil está voltada para a captura do espadarte (*Xiphias gladius*), atuns (*Thunnus spp*) e tubarões. No entanto, entre os principais grupos que compõem as capturas incidentais, estão as tartarugas marinhas.

Diversos trabalhos sobre a interação das tartarugas marinhas com espinhel pelágico têm sido apresentados (Aguilar et al, 1995; Witzell, 1999; Ferreira et al, 2001; Kotas et al, 2004; Filho et al, 2004 Watson et al, 2005). Nos últimos anos tem crescido a preocupação a respeito dos impactos ambientais e econômicos causados por essa interação, o que tem levado tanto pesquisadores como representantes do setor pesqueiro a buscar alternativas que possam mitigar a captura/mortalidade das tartarugas marinhas. Entre as diversas medidas mitigadoras propostas, a utilização de anzóis circulares conjugado com a cavalinha (*Scomber scombrus*) como isca, foi apontada por Watson e sua equipe como a mais eficiente em relação às tartarugas cabeçuda (*Caretta caretta*) e de couro (*Dermochelys coriacea*) (Watson et al, 2005), as duas espécies que mais interagem com essa modalidade de pesca no Atlântico Sul Ocidental (ASO).

O presente trabalho tem por objetivo apresentar os resultados preliminares sobre os testes realizados com anzóis circulares em relação às tartarugas marinhas e também em relação às principais espécies-alvo da pescaria de espinhel pelágico.

Métodos

Os testes foram realizados a bordo do navio de pesquisa Soloncy Moura do CEPSUL – IBAMA e da embarcação espinheleira Oceano Brasil (ITAFISH, Santos – SP). A área de

teste compreendeu a porção sudeste/sul do Oceano Atlântico. O anzol tradicionalmente utilizado pela frota (J 9/0 10º offset) foi o anzol controle, enquanto que o anzol testado foi o circular 18/0 10º offset. Denominou-se "grupo teste", a porção formada por 500 anzóis sendo 250 circulares e 250 J, que foram dispostos na linha madre de maneira intercalada (J, circular, J, circular, J...) (figura 1).

Cada samburá continha 5 linhas secundárias, fazendo com que, ambos os anzóis (J e circular) ocupassem todas as posições possíveis dentro de um samburá, ao longo de todo o grupo teste. Utilizou-se como isca a cavalinha (*Scomber japonicus*).
O espinhel era lançado entre 17:00 e 18:00 horas e o recolhimento tinha início entre 06:00 e 07:00 horas do dia seguinte. Dados abióticos do lançamento e do recolhimento, bem como os dados biológicos das tartarugas capturadas foram coletados. Todos os espécimes capturados dentro do "grupo teste" foram identificados e quantificados.

Resultados e Discussão

Foram monitorados 7 cruzeiros (3 no navio de pesquisa e 4 no barco espinheleiro comercial) entre novembro de 2004 e agosto de 2005, correspondendo a 71 lances nos quais foram testados 38.300 anzóis.
Dentro do "grupo teste" foram capturadas 40 tartarugas.
Caretta caretta. Foram capturadas 25 *C.caretta* (24 vivas e 1 morta), sendo a espécie com o maior número de interações. 17 tartarugas foram capturadas no anzol J e 8 no anzol circular, portanto houve uma redução de 53% no número de *C. caretta* capturadas pelo anzol circular em relação ao anzol J.
Quanto à localização dos anzóis J, 47% estavam na boca, 35% internos (a tartaruga engoliu o anzol), 6% externos (o anzol estava preso em outros locais que não a boca), 6% das tartarugas estavam apenas enroladas nas linhas secundárias e em 6% dos casos não foi possível identificar a localização dos anzóis. Para os anzóis circulares, 100% das tartarugas capturadas tiveram o anzol preso à boca. Alguns pesquisadores (Bolten et al, 2002; Watson et al, 2004) sugerem que o fato das tartarugas não conseguirem engolir o anzol circular aumenta consideravelmente as chances de sobrevivência pós-captura, uma vez que diminui o trauma sofrido pelo animal durante a retirada do anzol a bordo. Somente uma *C. caretta* capturada foi liberada ao mar ainda com o anzol.
Entre as 25 *C. caretta* capturadas, 24 tiveram Comprimento Curvilíneo de Carapaça – CCC - mensurado e o mesmo variou entre 53cm e 96cm. Apenas 1 tartaruga teve CCC

maior que 82cm, alcançando CCC igual ou superior aos menores CCC registrados para as fêmeas de *C. caretta* que desovaram no Brasil entre as temporadas de 1982/83 e 1999/2000 (Kotas et al, 2004). Esses dados sugerem que as C.caretta capturadas por espinhéis pelágicos de superfície na região do ASO são, em sua maioria, animais juvenis.

Dermochelys coriacea. Foram capturadas 14 *D. coriacea* (todas vivas), sendo 4 no anzol J e 3 no circular. Para outras 7 *D. coriacea* não foi possível identificar o anzol uma vez que a linha secundária foi arrebentada antes dos animais serem trazidos para próximo da embarcação ou do observador identificar o tipo de anzol. Entre as tartarugas capturadas pelo anzol J, 2 estavam com o anzol na boca e 2 estavam com o anzol preso externamente. Para o anzol circular, 1 tartaruga teve o anzol preso à boca, 1 externamente e para outra não foi possível identificar a localização do anzol.

Entre as *D. coriacea* capturadas, somente 2 foram liberadas sem o anzol..

Chelonia mydas. Apenas uma *C. mydas* foi capturada por um anzol circular que estava preso à boca. O animal chegou a bordo morto e media 34,5 cm de CCC, sendo um exemplar juvenil. A ocorrência de *C. mydas* em espinhel pelágico não é muito comum, sendo esse o único registro entre 1999 e 2004 abaixo da latitude 20º S (Tamar, dados não publicados).

Captura das principais espécies-alvo por tipo de anzol (tabela 1).

O anzol J registrou maiores capturas para o espadarte (*Xiphias gladius*) e para o tubarão anequim (*Isurus oxyrinchus*), enquanto as outras espécies foram mais capturadas pelo anzol circular.

As 3 espécies mais representativas foram:

Espadarte. O anzol J capturou 11,07% a mais que o circular. Em experimento conduzido no Atlântico norte, Watson et al (2005) também observou uma captura maior de espadarte no anzol J iscado com cavalinha, quando comparado ao circular iscado com cavalinha.

Albacora-laje (*Thunnus albacares*). O anzol circular teve uma captura 21,4% maior que o J. Os mesmo autores acima citados, analisando as capturas de uma outra espécie de atum (*Thunnus obesus*), também verificaram um incremento a favor do anzol circular com cavalinha, em relação ao J com cavalinha.

Tubarão azul (*Prionace glauca*). Os dados encontrados aqui também corroboram o que foi verificado por Watson et al (2005), evidenciando uma captura maior no anzol circular com cavalinha quando comparado ao J com cavalinha.

Considerando o grande número de espécies que interagem com a pesca de espinhel pelágico, acreditamos que a busca por medidas mitigadoras deve ser feita com enfoque ecossistêmico, pois adotando o enfoque específico corremos o risco de contribuirmos para a conservação de uma espécie em detrimento de outras.

Por fim os dados coletados até o momento ainda são incipientes, devendo os resultados apresentados serem vistos com cautela. Sendo necessária a continuidade dos experimentos a fim de ampliarmos as amostras gerando dados mais conclusivos e assim contribuir com as propostas de gestão desta pescaria na a região do Atlântico Sul Ocidental.

Referências Bibliográfica

- Aguilar, R.; Mas, J.; Pastor, X. 1995. Impact of Spanish swordfish longline fisheries on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* population in the western Mediterranean. In: J.I. Richardson and T.H. Richardson (compilers). Proceedings of the Twelfth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA, Miami, USA, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-361, p. 1-6.
- Bolten, A.B., Martins, H., Isidro, E., Ferreira, R., Santos, M.,BettencourT, E., Giga, A., Cruz, A., Riewald, B., & Bjorndal,K. 2002. Preliminary results of experiments to evaluate effects of hook type on sea turtle bycatch in the swordfish longline fishery in the Azores. University of Florida contract report to NOAA, National Marine Fisheries Service, Office of Protected Resources, Silver Spring, Md., USA. Disponível em http://www.sefsc.noaa.gov/seaturtlecontractreports.jsp
- Ferreira, R. L; Martins, H.R; Da Silva, A.A AND Bolten, A.B. 2001. Impact of swordfish fisheries on sea turtle in the Azores. Arquipélago 18A: 75-79.
- Kotas, J.E., S. dos Santos, V.G. de Azevedo, B.M.G. Gallo, & P.C.R. Barata. 2004. Incidental capture of loggerhead (Caretta caretta) and leatherback (Dermochelys coriacea) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fishery Bulletin 102: 393-399.
- Mutsuo,A.F, Santos,F.J.S, Holanda,F.C.A.F. 2004. A pesca de atum na costa norte do brasil / BRASIL, Ministério do Meio ambiente. Fortaleza: RBS, 2004. 72p
- Watson, J.W; Epperly, S.P; Shah, A.K; Foster,D.G. 2005. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. Canadian journal fish. Aquatic science. 62: 965-981

- Witzell, W. N. 1999. Distribution and relative abundance of sea turtles caught incidentally by the U.S. pelagic longline fleet in the western North Atlantic Ocean, 1992-1995. Fishery Bulletin 97: 200-211.

O projeto TAMAR é um Projeto de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e tem o patrocínio oficial da Petrobrás.

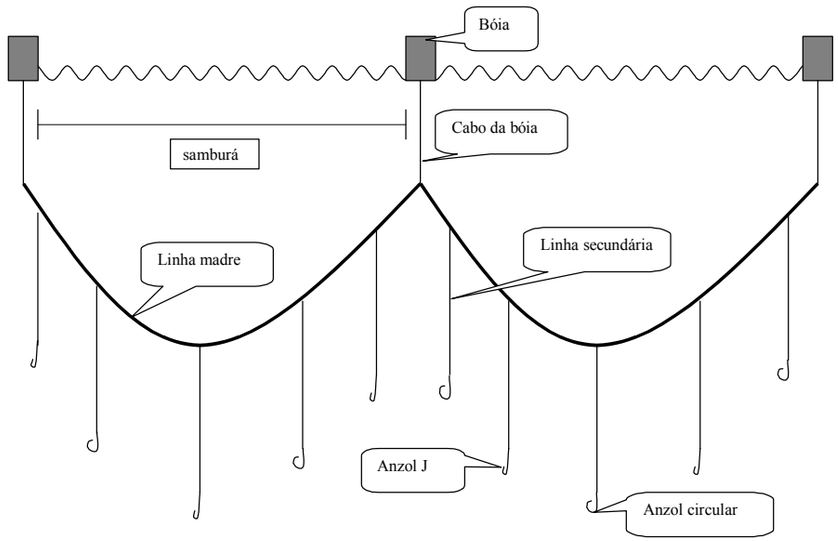


Figura 1. Esquema de 2 segmentos do espinhel (2 samburás) com 5 linhas secundárias cada.

Tabela1. Relação de espécies capturadas por tipo de anzol.

Espécie	**Nº capturas / tipo de anzol**		**Total**
	J 9/0 10º offset	**Circular 18/0 10º offset**	
Espadarte (*Xiphias gladius*)	524	466	990
Albacora-laje (*Thunnus albacares*)	44	56	100
Albacora branca (*Thunnus alalunga*)	9	12	21
Tubarão azul (*Prionace glauca*)	156	184	340
Tubarão martelo (*Sphyrna sp*)	30	37	67
Tubarão anequim (*Isurus oxyrinchus*)	24	22	46

MONITORAMENTO DA PESCA DE CURRICO E ESPINHEL DE SUPERFÍCIE NA LOCALIDADE DE ITAIPAVA/ES E SUA INTERAÇÃO COM TARTARUGAS E AVES MARINHAS.

M.Sc. Oc. Nilamon de Oliveira Leite Jr.[1]; Ac. Carlos Eduardo Stein[2]; Oc. João Carlos Alciati Thomé[3]; M.Sc. Biol. Tatiana Neves[4]

1. Centro Tamar-Ibama, Av. Paulino Muller, 1111, Jucutuquara, Vitória-ES, CEP. 29040.715, email: nilamon@tamar.org.br
2. Centro Tamar-Ibama, email: steincarlos@yahoo.com.br
3. Centro Tamar-Ibama, email: joca@tamar.org.br
4. Projeto Albatroz, e-mail: projetoalbatroz@projetoalbatroz.com.br

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos é crescente a preocupação, no âmbito nacional e internacional, em avaliar a forte interação entre a conservação das tartarugas e aves marinhas e a atividade pesqueira (National Research Council, 1990; Lutcavage *et al.*, 1997; Oravetz, 1999). Esta interação provoca a mortalidade de um número considerável de espécies de tartarugas e aves marinhas, algumas extremamente ameaçadas, além de prejuízos para a pesca, em função da queda da produtividade em relação às espécies-alvo e avarias nos petrechos afetados. Buscando reduzir os impactos causados por esta interação, o Projeto TAMAR desenvolveu o "Plano de Ação para a Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Atividade Pesqueira" (Marcovaldi *et al.*, 2002) e passou a atuar em parceria com o Instituto Albatroz que já vem realizando ações neste sentido desde 1991, visando a solução para a mortalidade de aves implantando medidas mitigadoras nas embarcações pesqueiras, educando pescadores e subsidiando medidas governamentais (www.projetoalbatroz.com.br).

A modalidade de pesca de linha praticada com a utilização de espinhéis é responsável por grande parte das capturas incidentais de tartarugas e aves marinhas em todos os oceanos do mundo. O impacto destas capturas ainda é pouco conhecido, boa parte das tartarugas capturadas é devolvida ao mar ainda com vida pelos pescadores, mas a taxa de sobrevivência destes indivíduos após a soltura é desconhecida (Barata *et al.*, 1998; Kotas *et al.*, 2004). Estudos realizados através de anilhamento mostram que pelo menos cinco espécies de albatrozes e duas de petréis usam a ZEE brasileiro regularmente, onde eles são capturados pelos barcos que pescam com espinhel (Prince *et al.*, 1992).

Um importante fator a ser levado em conta é a possibilidade de adoção de sanções de mercados (ex: certificação a partir de critérios ambientais) ou de governos (ex: embargo ou moratória) para o pescado

originário de áreas onde este tipo de captura incidental seja relevante. Como por exemplo, a iniciativa da Leatherback International Survival Conference, realizada em Pacific Grove (E.U.A) que em abril de 2002, decidiu por recomendar a moratória da pesca do espinhel para todo o Pacífico em função da captura incidental de tartarugas marinhas. No Brasil, encontra-se em fase de regulamentação através de Instrução Normativa, o Programa Nacional de Observador de Bordo da Frota Pesqueira (Pró-Bordo), implementado pelo Ministério do Meio Ambiente e Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca da Presidência da República, cujo objetivo é viabilizar o recrutamento, capacitação e operacionalização de observadores de bordo em embarcações pesqueiras, principalmente as que atuam com espinheis.

No estado do Espírito Santo, a pesca de dourados, atuns e afins, com a utilização de espinheis é praticada principalmente na localidade de Itaipava, localizada no município de Itapemirim, região sul do estado. Esta comunidade se destaca por abrigar o maior número de pescadores, embarcações e de possuir uma produção anual acima de 2.500 ton, cerca de 20 % de toda a produção pesqueira do estado. A frota de linheiros de Itaipava destaca-se pelo tamanho das embarcações e alta produção, colocando a comunidade como a primeira em produção pesqueira no estado (dados fornecidos pela Gerência Executiva do Ibama do Espírito Santo). A frota se especializou na pesca do dourado com a utilização do espinhel de superfície e eventualmente também utilizam o espinhel de meia-água e de fundo.

METODOLOGIA

No período de fevereiro a outubro de 2003, numa iniciativa conjunta do Projeto Tamar e do Projeto Albatroz, foram realizadas diversas visitas de campo à comunidade de Itaipava/ES, procurando-se fazer um levantamento inicial das características da frota pesqueira de espinhel de superfície. Foram entrevistados o Presidente da Associação de Pescadores de Itaipava, demais membros de sua diretoria além dos mestres de embarcação e pescadores da região. Os pescadores foram argüidos a respeito dos aspectos relativos à pesca quanto ao tipo de petrechos utilizados, locais e épocas de pesca, principais espécies capturadas, área de pesca e interação da pescaria com as tartarugas e aves marinhas. Além das entrevistas com os pescadores da comunidade foram realizados 6 embarques de pesquisa para observação da pescaria em embarcações da frota espinheleira da comunidade de Itaipava. Os Embarques foram realizados no período de 20 de outubro de 2003 a 24 de Novembro de 2004, totalizando 80 dias de mar.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo os pescadores, as modalidades de pesca com espinhéis de superfície e meia-água são as grandes responsáveis pela pesca incidental de aves e tartarugas marinhas, principalmente na pesca do dourado, realizada com espinheis de superfície. A espécie de tartaruga marinha mais capturada é a tartaruga

de couro (*Dermochelys coriacea*), mais facilmente identificada pelos pescadores. Eles também relataram a captura de espécies que pela descrição correspondem às tartarugas cabeçuda (*Caretta caretta*) e verde (*Chelonia Mydas*), entre outras espécies. A área apontada pelos pescadores como a de maior incidência de captura incidental de tartarugas foi ao largo de São Sebastião, acima de Santos/SP. Nos embarques monitorados foram capturadas 45 tartarugas, 8 da espécie *Chelonia mydas*, que foram embarcadas, marcadas e soltas; 21 da espécie *Caretta caretta*, sendo 13 embarcadas, marcadas e soltas; 15 da espécie *Dermochelys coriacea*, mas apenas uma pode ser marcada e uma da espécie *Lepidochelys olivacea* embarcada, marcada e solta. Alguns exemplares não foram marcados, pois devido ao seu tamanho não puderam ser embarcados.

Durante os embarques nos cruzeiros de pesquisa realizados, uma grande quantidade de aves marinhas foi observada e foram capturados pelo espinhel, um exemplar de pardela-pequena (*Puffinus puffinus*), um de pardela-preta (*Procellaria aequinoctialis*) e 2 exemplares do albatroz (*Thalassarche chlororhynchos*). Segundo os pescadores, a maior incidência de aves capturadas acontece no inverno, principalmente com a chegada das frentes frias vindas do sul.

Os pescadores de maneira geral demonstraram bastante interesse em utilizar novas técnicas que possam diminuir a captura incidental das tartarugas e aves marinhas, pois a presença destes animais reduz a captura das espécies alvo e pode danificar o aparelho de pesca. Devido à dificuldade de se embarcar as tartarugas maiores capturadas, geralmente, a linha do anzol é cortada, liberando o animal de volta na água, muitas vezes ainda enrolada na linha do espinhel. Em algumas ocasiões, a quantidade de tartarugas é tão elevada que a linha madre do espinhel fica completamente enrolada, impossibilitando a pesca. As aves marinhas, embora não causem danos severos ao aparelho, podem ser capturadas em grande quantidade, retirando as iscas dos aparelhos, prejudicando toda a operação.

Em vista da grande interação entre a pesca de espinhel de superfície e as tartarugas e aves marinhas no sul do Espírito Santo, a crescente demanda nacional e internacional em se monitorar as pescarias oceânicas de espinhel e o grande interesse por parte dos pescadores em aprender novas técnicas que ajudem na redução das capturas incidentais, tornou-se necessário a implementação de um programa de monitoramento para se determinar quais medidas mitigadoras podem ser aplicadas para minimizar os impactos sobre essas espécies extremamente ameaçadas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARATA, P.C.R.; B.M.G. GALLO; S. SANTOS; V. G. AZEVEDO & J. E. KOTAS 1998. Captura Acidental da Tartaruga Marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) na Pesca de Espinhel de Superfície na ZEE Brasileira e em Águas Internacionais. Semana Nacional de Oceanografia, 11, Rio Grande, RS, 18-24 Outubro, p 579-581.

KOTAS, J. E.; DOS SANTOS, S.; DE AZEVEDO, V. G.; GALLO, B.M.G; & BARATA, P.C.R. (no prelo). Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil.

LUTCAVAGE, M. E.; P. PLOTKIN, B. WITHERINGTON, & P. L. LUTZ 1997. Human impacts on sea turtle survival. In The biology of sea turtles (P. L. Lutz and J. A. Musick, eds.), p. 387-409. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.

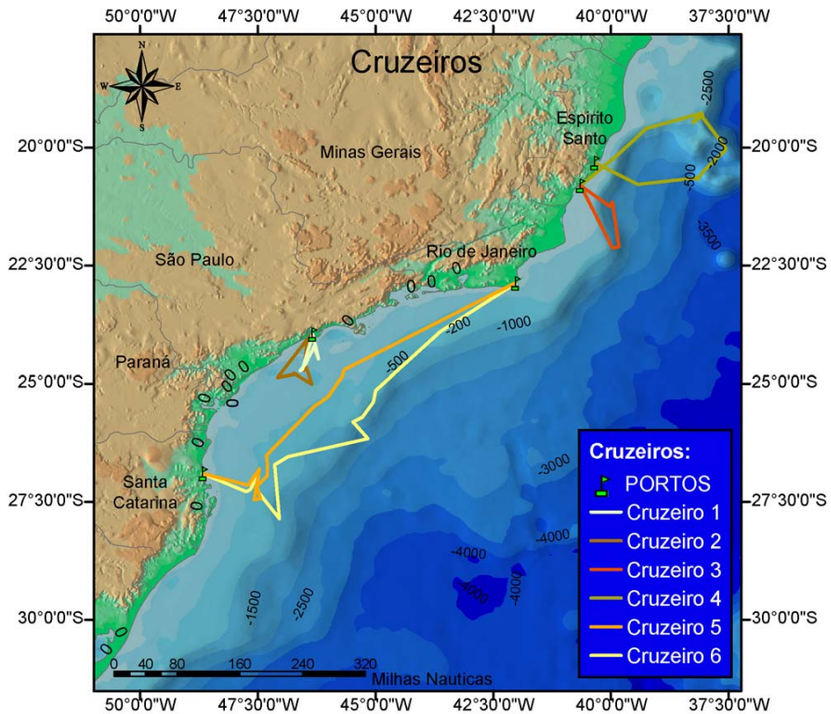
MARCOVALDI, M. A.; J. C. THOMÉ; G. SALES; A. C. COELHO; B. GALLO, & C. BELLINI 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. Mar. Turtle Newsl. 96: 24-25.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL 1990. Decline of the sea turtles: causes and prevention. National Academy Press, Washington, D.C., USA, 259 p.

ORAVETZ, C. A. 1999. Reducing incidental catch in fisheries. In Research and management techniques for the conservation of sea turtles (K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois and M. Donnelly, eds.), p. 189-193. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group publication no. 4, USA.

PRINCE, P. A.; A. G. WOOD; T. BARTON & J. B. CROXALL 1992. Satellite tracking of wandering albatrosses (*Diomedea exulans*) in the South Atlantic. Antarctic Science 4: 31-36.

FIGURAS



1. Rota dos embarques de pesquisa realizados com a frota pesqueira de Itaipava/ES.

TABELA

1. Coordenadas de captura incidental de aves e tartarugas marinhas durante os embarques de pesquisa e modo de inserção do anzol.

Cruzeiro	Quantidade	Espécie Capturada	Latitude	Longitude	Inserção do Anzol
1	2	*Chelonia mydas*	24°43'	46°36'	Externo
2	1	*Caretta caretta*	24°43'	46°31'	Interno
4	1	*Puffinus puffinus*	19°17'	38°05'	Externo
4	1	*Chelonia mydas*	19°16'	38°05'	Externo
5	1	*Lepidochelys olivacea*	24°44'	45°40'	Interno
5	2	*Dermochelys coriacea*	24°44'	45°40'	Externo
5	2	*Caretta caretta*	24°44'	45°40'	Externo
5	1	*Chelonia mydas*	24°44'	45°40'	Externo
5	4	*Dermochelys coriacea*	24°51'	45°40'	Externo
5	3	*Chelonia mydas*	24°51'	45°40'	Externo
5	1	*Caretta caretta*	24°51'	45°40'	Externo
5	1	*Caretta caretta*	25°16'	46°00'	Externo
5	3	*Caretta caretta*	25°28'	46°18'	Externo
5	2	*Caretta caretta*	26°30'	47°19'	Externo
5	1	*Caretta caretta*	26°30'	47°19'	Externo/Interno
5	1	*Caretta caretta*	27°12'	47°33'	Externo
5	2	*Caretta caretta*	27°12'	47°33'	Interno
5	1	*Chelonia mydas*	27°12'	47°30'	Externo
5	1	*Dermochelys coriacea*	27°12'	47°30'	Externo
5	2	*Caretta caretta*	27°26'	47°26'	Interno
5	1	*Dermochelys coriacea*	27°26'	47°26'	Externo
5	1	*Caretta caretta*	27°27'	47°34'	Interno
5	1	*Caretta caretta*	27°27'	47°34'	Externo
5	1	*Dermochelys coriacea*	27°08'	47°42'	Externo
6	2	*Dermochelys coriacea*	23°54'	43°36'	Externo
6	1	*Dermochelys coriacea*	26°09'	45°09'	Externo
6	1	*Dermochelys coriacea*	26°32'	46°51'	Externo
6	1	*Caretta caretta*	27°13'	47°32'	Externo
6	2	*Thalassarche chlororhynchos*	26°57'	47°29'	Interno
6	1	*Procellaria aequinoctialis*	26°57'	47°29'	Interno
6	2	*Dermochelys coriacea*	27°02'	47°35'	Externo
6	1	*Caretta caretta*	27°01'	47°33'	Externo/Interno
6	1	*Caretta caretta*	27°17'	47°44'	Externo

TESTE COM ISCA MODIFICADA POR ODOR COMO MEDIDA MITIGADORA PARA CAPTURA INCIDENTAL DE TARTARUGAS MARINHA *Caretta caretta* NA PESCA DE ESPINHEL PELÁGICO

Gilberto Sales[1]; Bruno de Barros Giffoni[1]; Carlos Eduardo Neves Consulim[1]; Fernando Giannini[2]; Yonat Swimmer[3]

[1]Fundação Pró-Tamar. Rua Antônio Athanásio nº 273, Itaguá, Ubatuba – SP. CEP: 11680-000. email: carloseduardo@tamar.org.br

[2]Mix Indústria de Produtos Alimentícios Ltda. Rua China, 259, Taboão – São Bernardo do Campo – SP. CEP: 09672-100. email: fernando@mix.ind.br

[3]NOAA Fisheries, Pacific Islands Fisheries Science Center, Honoulu - Hawaii, 96822, USA. email: yonat.swimmer@noaa.gov

Introdução

A interação entre a conservação das tartarugas marinhas e as atividades pesqueiras, no âmbito nacional e internacional, tem preocupado grande parte da comunidade científica nos últimos anos. No Atlântico Sul Ocidental, essa interação de tartarugas marinhas com o espinhel pelágico tem sido registrado tanto em águas da Zona Econômica Exclusiva como em águas internacionais (Marín, et al., 1998; Domingo, et al., 2002; Kotas, et al., 2004; Pinedo & Polacheck, 2004; Sales, et al., 2004).

Ações voltadas a minimizar tanto a captura como a mortalidade destes animais nesta atividade pesqueira, vem sendo testadas pelo Projeto TAMAR/IBAMA, e estão relacionadas a modificações no petrecho de pesca, ao manejo a bordo e ao que se refere o presente trabalho, às iscas modificadas por odor. Escassos são os trabalhos que tratam sobre o sistema olfatório das tartarugas marinhas (Bartol & Musick, 2003) e sua capacidade de identificar odores, assim como poucos experimentos foram realizados, tanto com tartarugas em cativeiro como em ambiente semi-fechado (Swimmer, et al., 2002; Piovano, et al., 2004).

Neste sentido o Projeto TAMAR-IBAMA, com o apoio da Fundação Pró-Tamar e parcerias com o Instituto Arruda Botelho (IAB), a empresa de pesca ITAFISH (Santos, SP) e a MIX Industria Alimentícia Ltda, realizou experimentos com iscas modificadas por odor, utilizando tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta*,

capturadas incidentalmente por espinhel pelágico. O presente trabalho apresenta os resultados encontrados em relação aos diferentes odores testados.

Metodologia

Os testes foram conduzidos entre julho de 2004 e abril de 2005, em um tanque rede com dimensões de 14 x 8m x 2m, fundeado na baía de Paraty, RJ (23°13`S / 44°41`W). Foram testados 3 odores diferentes: i) tutti-frutti, ii)amônia, iii) citrus em 4 tartarugas Cabeçudas (*Caretta caretta*) capturadas incidentalmente pela pesca de espinhel pelágico na Costa Sul do Brasil, portanto, animais não condicionados ao cativeiro. *C. caretta* é a espécie que mais interage com a pesca de espinhel na região.

As tartarugas tinham comprimento curvilíneo da carapaça variando entre 49 e 72,3 cm e encontravam-se em boas condições de saúde.

Cada teste foi realizado com 6 iscas (*Loligo sp*) divididas em 2 grupos (3 naturais e 3 tratadas). Os odores foram diluídos na seguinte proporção: 50 ml de odor para 1000 ml de água. As lulas tratadas permaneceram imersas nessa solução por, pelo menos, 30 minutos. Posteriormente cada lula foi amarrada a um "snap" que por sua vez foi preso a uma linha de nylon monofilamento de 4mm de espessura. Essa linha foi esticada entre as extremidades de menor dimensão (8 m) do tanque e as lulas imersas na água ao mesmo tempo. A distância entre iscas de um mesmo grupo foi de 50 cm e a distância entre os grupos foi de 4 metros.

Por dia foram realizados entre 1 e 3 testes e o intervalo de tempo entre os testes foi de aproximadamente 2 horas. Durante os dias em que os testes foram conduzidos, as tartarugas não receberam alimentação extra, apenas as lulas oferecidas durante os testes.

Uma ficha de alimentação foi definida com quatro possíveis abordagens às iscas, sendo 2 de rejeite: i) ignorou a presença das lulas no tanque, ii) investigou e não comeu, e 2 de aceite: iii) investigou e comeu, iv) comeu sem investigar. Dados abióticos também foram coletados a cada teste: maré, direção do vento, temperatura do ar, TSM, visibilidade da água e condição do tempo. O cálculo do índice de atração (IA) das iscas com odor foi adaptado de Johnstone & Hawkins (1981), sendo este índice igual ao nº de eventos de aceite das iscas com odor dividido pelo nº de eventos de aceite das iscas naturais + 1. Os testes foram separados em dois períodos diferentes: (a) pré-condicionamento e (b) pós-condicionamento.

Sinais de condicionamento como: i) subir para respirar na frente do observador, ii) seguir o observador ao longo do tanque enquanto o mesmo esticava o varal com as

iscas, iii) comer todas as iscas assim que as mesmas eram imersas, foram notados após cerca de 15 dias (gradativo ao longo dos testes).

As tartarugas permaneceram no tanque rede entre 1 e 2 meses, sendo em seguida liberadas em alto mar, nas áreas de ocorrência e de origem dos animais.

Resultados E Discussões

Inicialmente foram realizados 25 testes com duas tartarugas, correspondendo a 16 testes na condição (a) (tutti-fruti (5), amônia (5) e citrus (6)) e 9 na condição (b) (3 para cada odor). A partir desses testes identificamos que o odor tutti-fruti foi o que apresentou os melhores resultados na condição (a), com o IA igual a 0,2, seguido de 0,6 para o citrus e 1,2 para amônia. Para condição (b) os índices foram muito parecidos entre si (tutti-fruti (1), citrus (0,8), amônia (0,8)). A partir do verificado na condição (a), o odor tutti-fruti foi escolhido para os próximos testes, visto que quanto menor o IA, menor o interesse pela isca. Na fase seguinte, mais duas tartarugas participaram de 59 testes com o odor tutti-fruti (50 em pré e 9 em pós-condicionamento), obtendo um IA pré-condicionamento de 0,8 e pós-condicionamento igual a 1. Nota-se, para ambas as condições, o aumento do IA em relação aos testes iniciais, portanto não evidenciando eficiência repelente satisfatória.

A maioria dos testes realizados correspondeu à condição (a), por ser o momento mais importante para condução dos mesmos, já que as tartarugas ainda não estão condicionadas. Nos primeiros testes observou-se uma rejeição de ambas as iscas, podendo isto estar associado ao estresse de transporte, de adaptação ao tanque, ou mesmo ao efeito repelente das iscas. Na condição (b), ambas as iscas (natural ou tratada) não foram recusadas.

A tabela 1 mostra a freqüência de ocorrência das abordagens às iscas, enquanto a comparação dos eventos de aceite e rejeite entre as iscas naturais e as com odor tutti-fruti estão apresentados no gráfico 1. Nenhuma diferença foi encontrada entre as iscas naturais e as iscas tratadas com odor. Deste modo sugerimos:

1- Realização de novos testes envolvendo o maior número possível de tartarugas marinhas (*Caretta caretta*), com os mesmas estruturas, porém em ambiente mais semelhante às áreas de ocorrência natural dos animais, principalmente em relação à temperatura.

2- Decomposição do odor tutti-fruti em seus componentes para que possamos identificar qual deles possui um maior efeito repelente.

É válido ressaltar que este experimento usando iscas modificadas por odor, deverá ser avaliado posteriormente junto as embarcações de pesca comercial, a fim de que possamos avaliar a eficiência de captura em relação às espécies alvo (meca, atuns e tubarões).

Referências bibliográficas

Bartol, S. M. & Musick, J. A. 2003. Sensory Biology of Sea Turtles. *In*: The Biology of Sea Turtles (P. L. Lutz, J. A. Musick and J. Wyneken, eds.), p. 79-102. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C.

Domingo, A.; Falabrino, A.; Forselledo, R.; Quirici, V. 2002. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles in the Uruguayan long-line fishery in Southwest Atlantic. Proceedings of the 22º Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami, USA.

Johnstone, A. D. F. & Hawkins, A. D. 1981. A method for testing the effectiveness of different fishing baits in the sea. Department of Agriculture and Fisheries for Scotland. Scottish Fisheries Information Pamphlet, Number 3, 1981.

Kotas, J.E., Santos, S. dos, Azevedo, V.G. de, Gallo, B.M.G. & Barata, P.C.R., 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery on southern Brazil. *Fishery Bulletin*, 102:393-399.

Marín, Y. H.; Brum, F.; Barea, L. C. & Chocca, J. F. 1998. Incidental catch associated with swordfish longline fisheries in the south-west atlantic ocean. *Mar. Freshwater Res.,* 49, 633-639.

Pinedo, M. C. & Polacheck, T. 2004. Sea turtle bycatch in pelagic longline sets off southern Brazil. *Biological Conservation*, 119:335-339.

Piovano, S.; Balletto, E.; Di Marco, S.; Dominici, A.; Giacoma, C.; Zannetti, A. 2004. Loggerhead turtle (*Caretta caretta*) bycatchs on long-lines: the importance of olfactory stimuli. *Ital. J. Zool., Suppl.* 2:213-216.

Sales,G.; Giffoni, B.B.; Maurutto, G.; Brunzin, M. 2004. Interação das tartarugas marinhas com a pesca de espinhel pelágico na costa brasileira 1999-2003. *In*: II Reunión de Investigación Y Conservación de Las Tortugas Marinas del Atlántico Sur Occidental - ASO, 2., 2004. Sant Clemente del Tuyu, Argentina. p.31.

Swimmer, Y.; Brill, R. W.; Mailloux, L. M.; Higgins, B.; Vieyra, M. L.; Anderson, D. R.; Vogt, R. G. 2002. Behavioral and genetic components of marine turtle olfaction: an

investigation aimed at reducing the incidental bycatch of marine turtles in longline fishing gear. Proceedings of the 22º Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami, Florida USA.

O Projeto TAMAR é um projeto de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e tem o patrocínio oficial da Petrobrás.

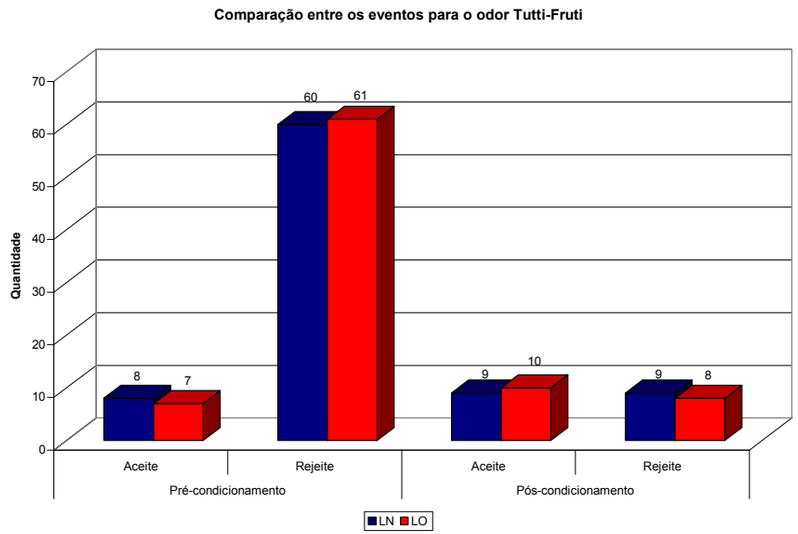


Grafico 1. Comparação entre os eventos de aceite e rejeite entre as lulas naturais (LN) e as lulas com odor (LO) tutti-fruti.

	Pré-condicionamento		Pós-condicionamento	
Eventos	**IN**	**IO**	**IN**	**IO**
Comeu sem investigar	5	7	9	10
Investigou e comeu	3	0	0	0
Investigou e não comeu	19	14	0	0
Ignorou a presença das iscas	41	47	9	8

IN = isca natural; IO = isca com odor

Tabela 1. Freqüência de ocorrência dos comportamentos alimentares.

TOREZANI, EVELISE; Baptistotte, Cecília; Coelho, Bruno B. Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Muller, 1111, Vitória, Espírito Santo, 29042-571, Brazil, (evelise@tamar.org.br).

ABUNDANCE, SIZE AND OVERALL BODY CONDITIONS OF JUVENILE GREEN TURTLES (CHELONIA MYDAS) IN THE EFFLUENT DISCHARGE CHANNEL OF TUBARÃO STEEL COMPANY, ESPÍRITO SANTO, BRAZIL

Juvenile and adult green sea turtles (*Chelonia mydas*) are found in feeding areas along most of the Brazilian coast. However, information about this species on Brazil coast is scanty. The study is located in the effluent discharge channel of the Tubarão Steel Company, where there are a significant number of green sea turtles with and without fibropapillomatosis that utilize the place for feeding and growth. In the world, a lot of turtles are threatened by this disease. Abundance, seasonality, size classes, residency, growth, and corporal conditions of sea turtles were investigated from August 2000 to August 2003. A total of 354 green turtle was captured, tagged, measured, weighed, the presence of tumors assessed visually. One hundred sixty eight different animals were observed, where 37,5% had fibropapillomatosis. Seventy were captured two or more times with a mean interval from first to last capture of 203 days and ninety eight were captured just once. The curved carapace length ranged from 28,0 to 56,7cm. The growth rates of tumored turtles were 2,19 cm/year and non-tumored turtles were 3,47 cm/year. Catch-per-unit-effort was not correlated with water temperature, but there are indicatives that were positively related to the presence of food.

Population dynamics; Marine conservation; Conservation issues concerning amphibians and reptiles

Torezani, Evelise, Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Muller, 1111, Vitória, Espírito Santo, 29042-571, Brazil; evelise@tamar.org.br 55 27 32221417.

SERUM STEROID LEVELS ASSOCIATED WITH OVIPOSITION IN THE GREEN SEA TURTLE (*Chelonia mydas*), IN ATOL DAS ROCAS, STATE OF RIO GRANDE DO NORTE, BRAZIL.

Marcelo A. de B. Vaz Guimarães, DVM, MS, PhD [1 *]***, Cecilia Baptistotte, DVM*** [2]***, Paula Baldassin, DVM*** [2]***, Max R. Werneck, DVM*** [2]***, Alice Grosmann, Biol., MS*** [2]***, Claudio Bellini, Ocean.*** [2]***, Cláudio A. Oliveira, DVM, MS, PhD*** [1]

[1]***Departamento de Reprodução Animal, Universidade de São Paulo, Av. Prof. Dr. Orlando Marques de Paiva n? 87, Cidade Universitária, São Paulo – Brazil, 05508-000. mabvg@usp.br,*** [2]***Projeto TAMAR-IBAMA,Avenida Paulino Muller, 1111, Vitoria, Espírito Santo, 29042-571, Brazil.***

Abstract

There is a lack of published information regarding reproductive endocrinology for most turtle species. In the case of marine turtles that are frequently exposed to many environmental challenges, more information on their reproductive physiology and behavior is essential for understanding how they function in their ecosystems. In Brazil, green turtles (*Chelonia mydas*) are one of the most common marine turtle species. The Biological Reserve Atol das Rocas (03º51´30"S e 33º49´29"W), 144 miles off northeast Brazil, is one of the nesting sites of *Chelonia mydas* in the West Atlantic. Every year during the nesting season (December–June), around 100 females nest on its sandy beaches. Reproductive activity peaked in March. In April 2004, we collected blood samples from 44 adult females immediately after oviposition. Samples were collected by venipuncture of the postoccipital venous plexus and the serum was frozen at - 30°C until it could be transported to the Department of Animal Reproduction at the University of São Paulo for processing. The samples were assayed using commercial kits for estradiol (Double Antibody-DSL, Webster, TX, USA), progesterone and testosterone (Coat-a-Count, DPC, Los Angeles, CA, USA). The hormonal levels (mean ±SD) of the green turtle females were: Estradiol 3.06 ± 1.66 pg/ml, Progesterone 1.20 ± 1.65 ng/ml and Testosterone 45.04 ± 26.47 ng/ml. This information not only increases our knowledge of the endocrine-reproductive system of this endangered species but also serves as a baseline against which to assess results from future studies.

Trabalho apresentado na 3 jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental – Realizado de 14 e 15 de novembro de 2005, em Rio Grande/RS

PRIMEIRO RELATO DA OCORRÊNCIA DE *Learedius learedi* Price 1934 (DIGENEA, SPIRORCHIIDAE) NA REGIÃO DO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL

Max Rondon Werneck[1]✉, Berenice Maria Gomes Gallo[1], José Henrique Becker[1], Reinaldo José da Silva[2]

1 - Fundação Pró-Tamar – R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP Brasil, CEP 11680-000 max@tamar.org.br

[2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brasil

Introdução

A família Spirorchiidae Stunkard 1921 compreende um grupo de trematódeos que habitam o sistema circulatório de tartarugas. Essa família possui 100 espécies, agrupadas em 19 gêneros (Smith 1997, Platt 2002).

Em tartarugas marinhas são descritos dez gêneros da família Spirorchiidae (Platt 2002), sendo estes encontrados nas regiões do Oceano Atlântico e Pacífico Norte (Wolker *et al*. 1982, Aguirre *et al*. 1998), Caribe (Dyer *et al*. 1991), América central (Inohuye-Rivera et al. 2004) e Austrália (Glazebrook 1989).

Apesar da grande distribuição geográfica dos trematódeos da família Spirochiidae e do elevado número de espécies descritas nessa família, não há registro sobre a ocorrência destes trematódeos na região do Atlântico Sul Ocidental. O objetivo do presente trabalho é relatar a ocorrência da espécie *Learedius learedi* Price 1934 em exemplares de *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758) no Brasil.

Metodologia

O estudo foi realizado com 11 exemplares juvenis da espécie *C. mydas* (média de comprimento curvilínea de carapaça de 37,8 cm e média de peso de 6,2 kg),

provenientes da região de Ubatuba, litoral norte do Estado de São Paulo e que foram encontradas mortas ou que vieram a óbito no Centro de Reabilitação de tartarugas marinhas do Projeto TAMAR-IBAMA, no período entre junho e agosto de 2005. Oito destes animais foram encontrados mortos após interação com a pesca e três capturados flutuando próximos à costa.

As necropsias foram realizadas de acordo com a técnica descrita por Wyneken (2001). Após a abertura da cavidade celomática, o coração, baço, fígado, mesentério, pulmão direito/esquerdo, rim direito/esquerdo e "lavado corporal" de cada animal foram coletados e processados segundo técnica de coleta adaptada de Snyder and Clopton (2005), na qual o sistema de recuperação dos helmintos foi realizado com cálice de sedimentação em substituição ao funil de separação.

Os helmintos recuperados foram fixados em solução de AFA, posteriormente corados com carmim clorídrico e analisados em sistema computadorizado de análise de imagens (QWin Lite 3.1, Leica). Após a identificação, os exemplares foram depositados na coleção helmintológica do Instituto de Biociências de Botucatu (CHIBB n°s. 1208 a 1228).

Resultados e discussão

Dos onze animais estudados, seis (54,5%) encontravam-se parasitados por trematódeos do sistema circulatório. Destes, duas fêmeas foram encontradas vivas debilitadas (magras, grande quantidade de parasitas e epibiontes, moribundas, sem fibropapilomas), vindo a óbito durante o tratamento. Os outros quatro: Duas fêmeas e dois machos foram encontrados mortos após interação com a pesca, sendo que todos aparentavam bom estado corporal e apenas um destes apresentava formações cutâneas compatíveis com fibropapilomas.

Os dois animais debilitados apresentavam-se caquéticos, com alteração da coloração de toda a carcaça (palidez) e em um destes foram observados numerosos nódulos lineares de coloração escura, com 1-2 mm de diâmetro, na superfície serosa dos intestinos delgado e grosso. Os outros quatro apenas apresentavam lesões em sistema respiratório (enfisema e edema pulmonar), o que sugere quadros de afogamento.

Dos animais parasitados foram coletados 255 trematódeos. Esses helmintos foram coletados no coração (47,4%), fígado (3,5%), baço (0,8%), pulmão direito (12,5%), pulmão esquerdo (3,9%), rim direito (0,4%), rim esquerdo (1,2%), mesentério (1,2%) e lavado corporal (29,1%).

Os trematódeos coletados pertencem à espécie *L. learedi*. As principais características morfológicas dos trematódeos encontrados são: corpo alongado, achatado, com extremidades arredondadas e uma leve constrição ao nível do acetábulo. Tegumento com espinhos. Ventosa oral terminal. Pré-faringe e faringe ausentes. Esôfago longo, estreito, sinuoso, terminando em um bulbo. Ceco intestinal bifurcando-se na região anterior ao acetábulo, com pequeno loop anterior e terminando na região posterior do corpo. Acetábulo pedunculado, circular, na região equatorial do corpo. Testículos numerosos, de formato variado, intercecais, pré-ovarianos e pós-acetabular. Vesícula seminal externa, alongada, transversal, pré-ovariana. Bolsa do cirro bem desenvolvida, com pequena vesícula seminal interna, próstata e ducto ejaculatório. Ovário lobado, na região posterior. Útero curto. Vitelaria folicular, estendendo-se da bifurcação cecal até a região posterior do corpo, ovos fusiformes com processos bipolares desiguais. Poro excretor terminal.

O gênero *Learedius* é constituído de cinco espécies: *L. learedi* Price 1934*, L. similis* Price 1934*, L. europaeus* Price 1934*, L. orientalis* Mehra 1939 *e L. loochooensis* Takeuti 1942 (Smith 1997). Entretanto, Dyer (1995) relata que *L. learedi* e *L. orientalis* sejam sinônimos porque a única diferença relatada para estas duas espécies é a morfologia testicular, o que segundo este autor, não justificaria a divisão destas espécies. Inouhuye-Rivera et al. (2004) relataram que a espécie *L. europaeus* é também sinônima de *L. learedi*. Estes dados demonstram que a sistemática de gênero é ainda confusa.

Alguns destes trematódeos foram relatados como parasitas de tartarugas marinhas. *L. learedi* foi encontrado em *C. mydas* (Linnaeus 1758)*, Eretmochelys imbricata* (Linnaeus 1766) (Glazebook 1989) e *Caretta caretta* (Linnaeus 1758) (Wolker *et al*. 1982). Estes trematódeos foram relatados nas regiões do Oceano Atlântico e Pacífico Norte (Wolker *et al*. 1982, Aguirre *et al*. 1998), Caribe (Dyer *et al*. 1991), América central (Inohuye-Rivera *et al*. 2004) e Austrália (Glazebrook 1989). Porém, não havia registro sobre sua ocorrência no Atlântico Sul Ocidental, sendo este, portanto, o primeiro relato para essa região.

Os dados morfométricos obtidos no presente estudo estão de acordo com aqueles apresentados para a espécie *L. learedi* (Price 1934, Caballero *et al*. 1955, Inohuye-Rivera *et al.* 2004). A única variável que apresentou média ligeiramente superior aos dados da literatura foi o comprimento da bolsa do cirro. Este dado pode representar apenas variações individuais da espécie e não invalida a sua identificação.

Para a coleta dos exemplares de *L. learedi*, foi utilizada a técnica de Snyder and Clopton (2005) com pequena adaptação, que consistiu da substituição do funil de separação pelo cálice de sedimentação. Esta técnica mostrou-se de fácil aplicação para obtenção dos trematódeos. Também observamos que em todos os animais cujo coração foi positivo quanto à presença dos helmintos, outros órgãos também poderiam apresentar resultados positivos. Porém, sempre que o coração foi negativo, nenhum outro órgão apresentou o parasita. Este dado sugere que o coração seja o principal órgão a ser analisado para o diagnóstico desta helmintose.

Nos exemplares analisados, não foi observada a presença de ovos no útero dos parasitas. Contudo, na necropsia realizada em um dos animais, foram observadas inúmeras lesões teciduais contendo elevada quantidade de ovos. A análise destes ovos demonstrou que a sua morfologia era compatível com ovos de trematódeos do gênero *Learedius* (Wolke *et al*., 1982).

Os dados obtidos no presente estudo contribuem para o conhecimento da helmintofauna de quelônios marinhos e sua distribuição geográfica.

Referências bibliográficas

Aguirre, A.A., Spraker, T.R., Balazs, G.H., Zimerman, B.1998. Spirorchidiasis and fibropapilomatosis in green turtles from the Hawaiian islands. *Journal of wildlife disease* 34(1): 91-98.

Caballero, C.E., Diaz, M.C.Z., Grocott, R.G. 1955. Helintos de la Rebública de Panamá. XV. Trematódeos de *Chelone mydas* (L.), tortuga marina comestible del Océano Pacífico del Norte 2º. Parte. *Anales del Instituto de Biología*, México 26: 149-191.

Dyer, W.G., Williams, E.H., Bunkley-Williams, B. 1991. Some digeneans (Trematoda) of the green turtle, *Chelonia mydas* (Testudines: Cheloniidae) from Puerto Rico. *Journal of Helminthological Society of Washington* 58(2): 176-180.

Glazebrook, J.S., Campbell, R.S.F., Blair, D. 1989. Studies on cardiovascular flukes (Digenea: Spirorchiidae) infections in sea turtles from the Great Barrier Reef, Quensland, Australia. *Journal of Comparative Pathology* 101: 231-250.

Inohuye-Rivera, R., Cordeiro-Tapia, A., Arellano-Blanco, J., Garner, S.C. 2004. *Learedius learedi* Price, 1934 (Trematoda: Spirorchiidae), in black turtleb (*Chelonia mydas agassizii*) hearts from Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico.. *Comparative Parasitology* 71(2): 37-41.

Platt, T.R. 2002. Family spirorchiidae Stunkard Páginas 453-467in: D.I.Gibson, A.

Jones, R.A Bray (Eds). Key to trematoda. CABI Publishing, London

Price, E.W. 1934. New genera and species of blood flukes from a marine turtle, with key to the genera of the family Spirorchiidae. *Journal of the Washington Academy of Science* 24: 132-141.

Smith, J.W. 1997. The blood flukes of cold-blood vertebrates. *Helminthological Abstractts* 66: 255-294.

Snyder, S., Clopton, R. 2005. New methods for the collection and preservation of spirorchiid trematodes and Polystomatid manogeneus from turtles. *Comparative Parasitology* 72(1): 102-107.

Wolke, R.E., Brooks, D.R., George, A. 1982. Spirorchidiasis in Loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). *Pathology*. *Journal of wildelife disease*. 18(2): 175-185.

Wyneken, J. 2001. The anatomy of sea turtle.. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470

Agradecimentos: Mix Indústria Alimentícia LTDA (Fernando Giannini)

Projeto TAMAR é um projeto de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e oficialmente patrocinado pela Petrobrás

Trabalho apresentado na 3 jornada de Conservação e Pesquisa de Tartarugas Marinhas no Atlântico Sul Ocidental – Realizado de 14 e 15 de novembro de 2005, em Rio Grande/RS

ANÁLISE PARASITOLÓGICA DE TARTARUGAS MARINHAS CABEÇUDAS, *Caretta caretta* (TESTUDINES, CHELONIIDAE), EM UBATUBA, ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL

Max Rondon Werneck[1], Reinaldo José da Silva[2], Camila Martos Thomazini[2], Eduardo Shigueru Mori[2], Verônica Thereza Gonçalves[2], Tiago de Carvalho Leite[1], Berenice Maria Gomes Gallo[1], José Henrique Becker[1]

1 - Fundação Pró-Tamar – R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP Brasil, CEP 11680-000 max@tamar.org.br

[2]Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brasil✉ CEP18618-000, Tel. +55-14-38116239, Fax +55-14-38153744, e-mail: reinaldo@ibb.unesp.br

Introdução

Estudos sobre a helmintofauna de tartarugas marinhas têm sido realizados em muitos países (Yamaguti, 1971). No Brasil, a ocorrência de helmintos já foi relatada principalmente em *Chelonia mydas* (Travassos et al., 1969; Vicente et al., 1993).

O objetivo deste trabalho é descrever a helmintofauna de três indivíduos da espécie *Caretta caretta* em Ubatuba, Estado de São Paulo, Brasil.

Metodologia

Os animais incluídos neste estudo (Média de Comprimento curvilíneo de carapaça de 68,5 cm, e média de peso de 40,3 kg) foram encontrados mortos ou vieram a óbito no Centro de Reabilitação de Tartarugas Marinhas do Projeto TAMAR-IBAMA, da Base de Ubatuba, no período entre os anos de 2003 e 2004. Na necropsia, o trato gastrointestinal foi removido e dividido entre esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso. Os parasitas encontrados foram fixados em solução de AFA e depositados na Coleção Helmintológica do Instituto de Biociência da Universidade Estadual Paulista, Botucatu no Estado de São Paulo, Brasil (CHIBB n°s 1383-1388). Para a identificação, os trematódeos encontrados foram corados com carmim e os nematódeos clarificados com creosoto. As análises morfológicas foram realizadas em sistema computadorizado de análise de imagens (QWin Lite 3.1 - Leica).

Resultados e Discussão

Todos os três indivíduos estavam parasitados por pelo menos uma espécie de helminto. Somente nematódeos e trematódeos foram observados infectando as tartarugas (Tabela 1). Dos espécimes coletados nos três exemplares de *C. caretta*, apenas o *Pyelossomum* sp. foi anteriormente encontrado parasitando esta espécie de tartaruga no Brasil (Travassos et al., 1969). Os outros helmintos já foram encontrados somente na espécie *C. mydas*.

A helmintofauna de *C. caretta* tem sido pouco estudada. Yamaguti (1971) relata 13 espécies de trematódeos nestas tartarugas marinhas: *Plesiochorus cymphormis, Bicornuata caretta, Pachypsolus irroratus, P. ovalis, P. tertius, Orchidasma amphiorchis, Rhytidodes secundus, Cymatocorpus undulates, Pyelossomum longicaecum, Adenogaster serialis, Carettacola bipora, Hapalotrema synorchis* e *Neospirochis pricei*. Posteriormente, outros estudos foram publicados. Glazebrook *et al* (1989) relata duas espécies de parasitas de sistema cardiovascular, *Hapalotrema synorchis* e *Neospirorchis pricei*, infectando *C. caretta*. Manfredi *et al*. (1998) estudou 14 exemplares de *C. caretta* do litoral italiano e encontrou 12 parasitadas. Os helmintos relatados foram *R. gelatinosus, O. amphiorchis, Enodiotrema megachondrus, Pachypsolus irroratus, Pleurogonimus trigonocephalus, Pesiochorus cymbiformis, Calicodes anthos* e *S. sulcata*. Aznar et al. (1998) relatou a

ocorrência de cestódeos (*Ancistrocephalus imbricatus, Tentacularia coryphaenae* e *Trypanorhyncan* sp.) e nematódeos (Oxyuroidea sp. and *Echinocephalus* sp.) em *C. caretta* do oeste do Mediterrâneo. Entretanto, não há registros anteriores destas ocorrências em *C. caretta* no Brasil. Esses dados contribuem para o conhecimento da helmintofauna de tartarugas marinhas no Brasil.

Neste estudo um indivíduo de *C. caretta* estava parasitado por *Pyelossomun* sp. Pérez Ponce de León & Brooks (1995), relata sete espécies agrupadas neste gênero. A comparação dos parasitas encontrados com a literatura não permitiu a identificação da espécie encontrada no presente estudo. Estes espécimes foram depositados em Coleção Helmintológica e futuros estudos poderão contribuir na resolução deste problema.

Agradecimentos

Projeto TAMAR éum Projeto de conservação do Ministério do Meio Ambiente co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e tem o patrocínio oficial da Petrobrás.

Referências Bibliográficas

AZNAR, F.J., F.J. BADILLO & J.A. RAGA, 1998. Gastrointestinal helminthes of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean: constraints on community structure. Journal of Parasitology 84:474-479.

GLAZEBROOK, J.S., R.S.F. CAMPBELL & D. BLAIR. 1989. Studies on cardiovascular fluke (Digenea: Spirorchiidae) infections in sea turtles from the Great Barrier Reef, Queensland, Australia. Journal of Comparative Pathology 101:231-250.

MANFREDI, M.T., G. PICCOLO & C. MEOTTI. 1998. Parasites of Italian sea turtles. II. Loggerhead turtles (*Caretta caretta* [Linnaeus, 758]). Parassitologia 40: 305-308.

PÉREZ PONCE DE LEÓN, G. & R.D. BROOKS. 1995. Phylogenetic relationships among the species of *Pyelossomum* Looss, 1899 (Digenea: Pronocephalidae). Journal of Parasitology 81:278-280.

TRAVASSOS, L., J.F.T. FREITAS & A. KOHN. 1969. Trematódeos do Brasil. Memórias d Instituto Oswaldo Cruz 67:1-886.

VICENTE, J.J., H.O. RODRIGUES, D.C. GOMES & R.M. PINTO. 1993. Nematóides do Brasil. III. Nematóides de répteis. Revista Brasileira de Zoologia, 10:19-168.

YAMAGUTI, S. Synopsis of digenetic trematodes of vertebrates. Keigaku Publishing Co., Tokyo, Japan. 1074pp.

Tabela 1. Helmintos coletados em *Caretta caretta* (Testudines, Cheloniidae), em Ubatuba, São Paulo, Brazil.

Helmintos	Habitat	Parasitas / Tartaruga		
		1	**2**	**3**
Trematoda				
Orchidasma amphiorchis	Intestino delgado	11	-	335
Pyelossomum sp.	Intestino grosso	12	-	-
Nematoda				
Sulcascaris sulcata	Esôfago e intestino delgado	-	18	-
Kathlania leptura	Intestino grosso	-	-	51

Painel apresentado no 2º Congresso Brasileiro de Herpetologia, realizado na Pontifícia Universidade Católica de Minbas Gerais, em Belo Horizonte – MG, de 10 a 15 de julho/2005
Resumo eletrônico publicado em CDROM

Freqüência de anomalias numéricas nas placas dérmicas de tartarugas verdes, *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), em Ubatuba, São Paulo.

A Família Cheloniidae reúne a maioria das tartarugas marinhas conhecidas atualmente e conta com seis espécies viventes, quatro delas encontradas no Brasil. A identificação das espécies é feita através da contagem de placas dérmicas laterais da carapaça e de pré-frontais da cabeça. Placas pós-orbitais por vezes são citadas como caracteres distintivos. Outras características são usadas, como os formatos da carapaça, cabeça e bico e o número de placas dérmicas do plastrão. Anomalias numéricas como placas infra-numerárias, número de placas inferior ao característico da espécie, ou supra-numerárias, com placas excedentes, podem ter origem genética, embriogênica ou resultar de traumas sofridos nos primeiros anos de vida. Desde 1991, a Base de Ubatuba do Projeto Tamar-Ibama registra ocorrências de tartarugas marinhas capturadas pela pesca, na região. Até 2002, o registro de anomalias numéricas era realizado apenas em casos muito notáveis. A partir de 2003, a verificação tornou-se regular, com a contagem de placas centrais e laterais da carapaça, pré-frontais e pós-orbitais da cabeça. Este trabalho busca quantificar a freqüência de anomalias numéricas nas placas dérmicas de indivíduos juvenis da espécie *Chelonia mydas* observados em Ubatuba. Entre janeiro de 2003 e março de 2005, foram registrados 146 indivíduos com anomalias numéricas, representando 13,42% dos animais observados (n=1088). A anomalia mais freqüente é de placas supranumerárias verificadas em 118 indivíduos (10,84%), enquanto 31 (2,85%) apresentaram placas infranumerárias e apenas 3 (0,27%) com as duas anomalias simultaneamente. As variações são mais comuns em placas pós-orbitais (10,48%), seguindo das laterais (1,65%), centrais (1,38%) e pré-frontais (0,27%). A freqüência de anomalias variou ao longo dos anos: 1,96% em 2003 (n=357); 18,0% em 2004 (n=572); 22,64% em 2005. Em 2002, antes desta verificação regular, as anomalias foram observadas apenas em 0,25% (n=397). As freqüências de anomalias de cada praia de origem foram: 18,38% na Almada (n=136); 14,85% no Cedro (n=101); 17,13% no Camburi (n=321); 17,28% no Lázaro (n=81) e 4,88% na Ilha Anchieta (n=164), onde a menor freqüência se deve provavelmente ao fato deste local ser monitorado basicamente por estagiários, que apesar de treinados têm menor experiência na observação destas variações. As freqüências de anomalias encontradas sugerem que este tipo de alteração em *C. mydas* é comum na região. A grande diferença entre as freqüências observadas antes e depois deste estudo demonstra que estas alterações passam desapercebidas na rotina de campo e sua verificação requer observação cuidadosa. A semelhança entre as freqüências de anomalias para as praias de origem, somadas aos estudos genéticos que sugerem que as *C. mydas* de Ubatuba compõe uma mesma população, podem indicar que estas freqüências sejam características próprias de cada população. As anomalias numéricas de placas representam risco de equívocos na identificação de espécies quando realizadas por pesquisadores menos experientes. A partir da fase juvenil, características como coloração, disposição de placas, forma da carapaça, número de unhas visíveis nas nadadeiras, presença de poros infra-marginais e forma do bico complementam a identificação feita por contagem de placas. Recomenda-se que manuais e chaves de identificação considerem um número maior de características além das placas laterais, buscando minimizar erros de identificação.

Autor(es)	E-mail	Instituição
Almeida, Bruno Amir Dacier Lobato de	**brunoamir@gmail.com**	**Projeto TAMAR-IBAMA**
Becker, José Henrique	curupira@tamar.org.br	IBAMA - Projeto TAMAR

COMPLEXO FIBROPAPILOMATOSE EM TARTARUGA VERDE (*Chelonia mydas*): RELATO DE CASO

SUE YOSHII FERNANDEZ[1], Júlia Souto Miranda[2], Thaís Torres Pires[1], Gonzalo Rostán[1], Eduardo Luiz Trindade Moreira[3]

[1]Projeto Tamar-IBAMA*, Praia do Forte-BA; [2]Centro de Diagnóstico em Anatomia Patológica, Citologia e Imunopatologia (HISTOCITO), Salvador-BA; [3]Setor de Anatomia Patológica-EMEV-UFBA, Salvador-BA. sueyfz@yahoo.com.br, centrodevisitantes@tamar.org.br

A fibropapilomatose da tartaruga verde constitui a principal doença tumoral, de distribuição mundial que afeta as tartarugas marinhas, em especial a tartaruga verde. Neste trabalho relatam-se os achados anátomo-patológicos de um caso de fibropapilomatose cutânea associado a fibromas cutâneo e visceral em uma tartaruga marinha juvenil, da espécie *Chelonia mydas*, fêmea, com 41,5 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e 36,5 cm de largura curvilínea de carapaça. Este indivíduo foi encontrado encalhado na praia de Ponta do Humaitá, na Baía de Todos os Santos, Salvador-BA e encaminhado para a base do projeto TAMAR-IBAMA da Praia do Forte. À necropsia, constatou-se na avaliação externa, a presença de formações papilomatosas cutâneas e uma formação tumoral na região cervical lateral direita. No exame dos órgãos internos, foram observadas tumorações brancacentas, de consistência moderadamente firme e de tamanhos diversos, localizadas no esôfago, estômago, ventrículo cardíaco, pulmão e rim esquerdos. O estudo histológico das amostras das formações papilomatosas e dos tumores cutâneo e visceral, revelou para as primeiras, eixo conjuntivo fibroso com projeções papiliformes da epiderme e hiperqueratose ortoqueratótica com cistos de inclusão epidérmicos. Observaram-se nas amostras das tumorações cutânea e visceral, presença de fibroblastos e fibrócitos bem diferenciados e de tecido conjuntivo colagenoso, fracamente eosinofílico, disposto em faixas interligadas. A descrição histológica das lesões observadas corrobora com o diagnóstico de fibropapilomatose cutânea associada a fibromas cutâneo e visceral múltiplos em tartaruga verde. Ressalta-se a primazia do diagnóstico do complexo fibropapilomatose e de fibroma cutâneo em *Chelonia mydas* no estado da Bahia.

Agradecimentos: Projeto TAMAR; IBAMA; Fundação Pro-TAMAR; Petrobrás.

Caracterização genética e detecção de hibridização em populações de *Eretmochelys imbricata* (Reptilia: Cheloniidae) no Brasil

Lara-Ruiz, P[1]; Soares, L[2]; Lopez, GG[2]; Silva, LP[1]; Santos, FR[1].
1 Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular, ICB, UFMG. fsantos@icb.ufmg.br
2 Fundação Pró-Tamar. lsoares@tamar.org.br



Introdução

A tartaruga de pente ocorre em áreas tropicais dos oceanos Atlântico, Índico e Pacífico e é considerada criticamente ameaçada. O estado da Bahia concentra mais de 90% das desovas nas praias brasileiras e desovas esporádicas são registradas em outros estados (Figura 1). No estado também são registradas 50% das desovas da tartaruga cabeçuda *(Caretta caretta)* e 20% das desovas da tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) (Banco de dados Projeto Tamar-Ibama).

Marcadores moleculares têm sido amplamente usados para estudar a biologia de diversas espécies de tartarugas marinhas, porém, os trabalhos realizados no Brasil são escassos. Neste trabalho, seqüências de ~750pb da região controle do mtDNA foram analisadas objetivando a caracterização de populações em áreas de desova e de alimentação da espécie no Brasil. Para isto, amostras de 233 indivíduos coletadas pelo TAMAR (alimentação, n = 93; desova, n = 140) foram processadas e analisadas no Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular (**LBEM**, UFMG).

	Alimentação	Desova	
		Sem Híbridos	Com Híbridos
N	93	84	140
N haplótipos	14	4	7
N loci (pb)	739	738	750
Sítios polimórficos (S)	48	3	139
Transições	41	3	96
Transversões	6	0	32
Div. Haplotípica (*h*)	0,52 ± 0,06	0,31 ± 0,06	0,68 ± 0,02
Div. Nucleotídica (*π*)	0,009 ± 0,005	0,0005 ± 0,0005	0,056 ± 0,03
Diferenças par a par (*k*)	6,99 ± 3,31	0,33 ± 0,33	44,68 ± 19,49

Tabela 1. Índices de diversidade genética.



Figura 4. Neighbour Joining Tree. Relações filogenéticas entre os haplótipos.

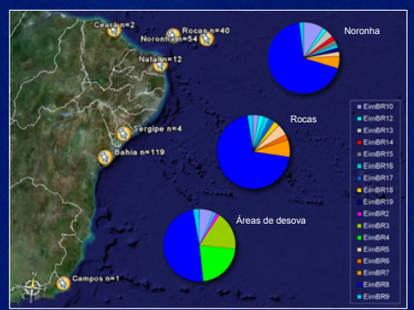


Figura 1 - Áreas de desova e alimentação de tartaruga de pente no litoral brasileiro e distribuição de haplótipos nas praias e áreas de alimentação (Noronha e Rocas)

Resultados e Discussão

Foram encontrados 17 haplótipos definidos por 157 sítios polimórficos; onze deles (EiBR 5,6,7,8, 9, 10,12,13,14,15 e 16) são seqüências características de *E.imbricata*, encontradas em 76% dos indivíduos (Figura 2). O haplótipo mais comum EimBR8 (Figura 3) caracteriza 57% de toda a amostra e é semelhante (porém maior) ao haplótipo mais comum registrado no Atlântico. EiBR3 e EiBR4 são mais relacionados com seqüências de tartaruga cabeçuda (Figura 4) e foram encontrados em 23% das amostras. O haplótipo EiBR2 é característico de tartaruga oliva e foi encontrado unicamente em dois indivíduos (Figura 4). A distribuição geográfica destes haplótipos indicou a presença de híbridos unicamente nas populações que desovam no litoral (39% dos 140 indivíduos; Figura 1). A população das praias apresenta poucos haplótipos (EiBR 8, 9, 10 e 16), todos possivelmente derivados do EIBR8 (Figura 3), fato que explica os baixos índices de variabilidade genética encontrados (Tabela 1). A população de juvenis que se alimenta na região de Noronha e Atol das Rocas apresenta maior diversidade, com uma maior quantidade de haplótipos derivados do EiBR8 (EiBR9, 10, 12, 16, 17 e 19) e de outros haplótipos de linhagens bem diferenciadas, identificados como haplótipos relacionados com outros já registrados para populações no Caribe (EiBR 13 e 15) e no Mar Vermelho e África (EiBR5, 6, 7 e 18), além do haplótipo EiBR14 que agrupa com o grupo da África mas de uma maneira mais distante, não contando com registros de seqüências similares na literatura (Figura 3).

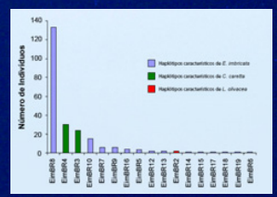


Figura 2. Freqüência de ocorrência dos haplótipos encontrados na amostra de 233 indivíduos caracterizados morfologicamente como *E.imbricata*.

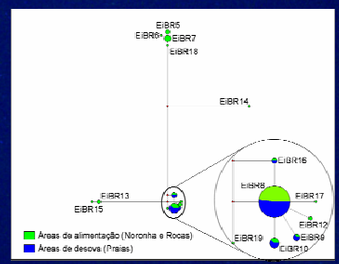


Figura 3. *Median Joining Network*. Relações entre os haplótipos característicos de *E.imbricata*

Conclusões

- Processos de hibridização entre indivíduos de diversas espécies da família Cheloniidae ocorrem no Brasil com freqüências mais elevadas do que em populações de outros países.
- A alta freqüência de hibridização detectada entre a tartaruga de pente e a cabeçuda pode indicar um processo avançado de introgressão e, portanto, uma perda da identidade genética da população da espécie que desova no Brasil.
- A diversidade genética remanescente nas populações que desovam no litoral Brasileiro se apresenta muito baixa, considerando apenas os haplótipos de *E.imbricata.*
- As análises das amostras das áreas de alimentação sugerem a utilização do Atol das Rocas e Fernando de Noronha como áreas compartilhadas por populações de juvenis provenientes do Brasil e de diversos outros sítios de desova tanto no Caribe, quanto na África e Mar vermelho.
- Estudos de genética da conservação em quelônios marinhos podem contribuir significativamente para dirigir estratégias de manejo para a conservação da espécie.

Agradecimentos

Aos demais membros do Projeto TAMAR - IBAMA, Fundação Pró-TAMAR e LBEM. Este estudo foi financiado pelo Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira (PROBIO), Centro de Pesquisas e Desenvolvimento da Petrobrás (CENPES).

VI Seminário de Pesquisa e Pós-graduação (VI SEMPPG)
XXIV Seminário Estudantil de Pesquisa (XXIV SEMEP)

Dados Inscrição

Apresentador

Nome do Curso
Medicina Veterinária Tropical

Nome		e-mail
Thais Torres Pires		**thaistp@yahoo.com.br**
CPF	Nível	Bolsa
99213494572	**Mestrado**	**CAPES**

Orientador

CPF	**96779586820**
Nome	**José Eugênio Guimarães**
Unidade	**Escola de Medicina Veterinária**
Departamento	**Patologia e Clínicas**

Título do Trabalho	**Avaliação do hemograma de tartarugas marinhas cabeçudas Caretta caretta (Linnaeus, 1758) de vida livre e de cativeiro: dados preliminares**
Palavras-Chave	**hematologia, hemograma, tartaruga marinha**

Resumo :

A avaliação da saúde e diagnóstico de doenças em tartarugas marinhas requer investigação laboratorial que pode mostrar alterações fisiológicas entre animais de vida livre e em adaptação em cativeiro. A tartaruga cabeçuda é uma das cinco espécies que ocorrem no Brasil, apresentando maior índice de desova nas praias continentais. Este trabalho propôs avaliar o hemograma desta espécie dividida em dois grupos: vida livre (G1/n=6) e cativeiro (G2/n =5), constituídos de fêmeas que desovam e daquelas são mantidas no Projeto Tamar-Ibama na Praia do Forte, respectivamente. As amostras sangüíneas, colhidas no seio cervical dorsal, foram armazenadas em tubos contendo heparina e processadas para as determinações do Volume Globular, concentração de hemoglobina, contagens de eritrócitos e leucócitos e proteína total através de técnicas padrões. Para G1 a média dos valores obtidos de Volume globular foi 33± 4,82%, concentração de hemoglobina 11,67±3,19 g/dL e número de eritrócito 284.167L± 56.869,73/μ, enquanto que a média do número total de leucócitos foi 3.375±1.780,1/μL 0 e proteína total 5,47±0,68g/dL. As médias dos valores encontrados para G2 foram: 32,6±1,82% de Volume Globular, 9,63±0,66g/dL,de concentração de hemoglobina, contagens de eritrócito e leucócito total 299.000±18.506,76/μL e 1.500±306,19/μL, respectivamente e proteína total 6,44±0,74 g/dL. Associando-se os grupos estudados observa-se uma acentuada diferença dos valores obtidos para as contagens de leucócito total.

Imprimir

HELMINTOFAUNA DO TRATO GASTROINTESTINAL DE *Caretta caretta* (TESTUDINES, CHELONIIDAE) NECROPSIADAS EM UBATUBA-SP

Camila Martos Thomazini[1], Eduardo Shigueru Mori[1], Verônica Thereza Gonçalves[1], Max Rondon Werneck[2], José Henrique Becker[2], Reinaldo José da Silva[1]

[1]Depto. de Parasitologia, IB/ UNESP, Botucatu – SP, e-mail; [2]Fundação Pró-Tamar, Ubatuba – SP.

O parasitismo de tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* por helmintos vem sendo estudado e por vezes relacionado a alguns casos fatais. Entretanto, poucos estudos sobre a helmintofauna da espécie *Caretta caretta* foram realizados até o momento. Este estudo apresenta a análise da helmintofauna de 3 indivíduos de *C. caretta,* recebidos no período de 2003 a 2004, pela Base de Ubatuba do Projeto TAMAR-IBAMA, que atua na preservação das tartarugas marinhas, capturadas incidentalmente pela pesca na região. Durante as necropsias, realizadas para a determinação de *causa mortis* destes animais, os tratos gastrointestinais foram removidos (esôfago, estômago, intestinos delgado e grosso) sendo os conteúdos de cada segmento peneirados e analisados separadamente. Empregando-se recipiente de fundo escuro, pincel e espátula, os conteúdos dos indivíduos 1 e 2 foram analisados a olho nu. Para análise do conteúdo do indivíduo 3, foi utilizado estereomicroscópio (Stemi DV-4, Zeiss). Para a identificação, os trematódeos encontrados foram corados com carmim e os nematódeos clarificados com lactofenol. As análises morfológicas foram realizadas em sistema computadorizado de análise de imagens (QWin Lite 3.1 - Leica). Todas as tartarugas estavam infectadas. No indivíduo 1, foram encontrados no intestino delgado 11 vermes da espécie *Orchidasma amphiorchis* (Trematoda), e no intestino grosso 12 *Pyelossomum* sp. (Trematoda), totalizando 23 vermes. No indivíduo 2 foram encontrados um total de 28 vermes da espécie *Sulcascaris sulcata* (Nematoda), localizados no esôfago e no intestino delgado; No indivíduo 3, foram encontrados 386 vermes sendo 335 da espécie *Orchidasma amphiorchis*, localizados no intestino delgado e 51 da espécie *Kathlania leptura* (Nematoda) no intestino grosso. Estes resultados demonstram que estes mesmos vermes descritos anteriormente na helmintofauna de *C. mydas* no Brasil podem infectar a espécie *C. caretta*. Entretanto, não há registros anteriores destas ocorrências. Esses dados contribuem muito para o conhecimento da helmintofauna de tartarugas marinhas no Brasil.

Trabalho apresentado no IX Congresso e XIV Encontro da Associação Brasileira de Veterinários de Animais Selvagens – ABRAVAS, realizado no Centro Universitário de Rio Preto (UNIRP), São José do Rio Preto/SP, de 26 a 30 de julho de 2005

Publicado na Forma de ANAIS

Thomé, J. C., Baptistotte, C., Moreira, L.M.P., Scalfoni, J.T., Almeida, A.P. e Rieth, D. 2005. Novos índices de longevidade reprodutiva para a careba-amarela (*Caretta caretta*) no litoral do Espírito Santo, Brasil. 2º Congresso Brasileiro de Herpetologia. Belo Horizonte, MG, 10 a 15/07/2005.

A tartaruga-cabeçuda, *Caretta caretta*, nidifica nas praias do litoral brasileiro entre os Estados de Sergipe e Rio de Janeiro. A distribuição espacial dos ninhos neste trecho é descontínua, sendo o Estado da Bahia a principal área de reprodução; a Planície Costeira do rio Doce, entre os municípios de Aracruz e Conceição da Barra, no Norte do Espírito Santo, constitui-se na segunda área em número de ninhos da espécie. A marcação de fêmeas nas praias de desova é uma ferramenta importante para a obtenção de informações relativas à biologia reprodutiva destes animais, além de fornecer indícios das rotas migratórias utilizadas. O Projeto TAMAR-IBAMA realiza, desde 1982, o monitoramento das principais áreas de desova da espécie. Entre os meses de outubro e janeiro, as praias monitoradas foram percorridas por equipes de no mínimo duas pessoas; as fêmeas flagradas receberam marcas metálicas, com números individuais de identificação. Até o ano de 1990, apenas uma marca era aplicada; após este período, duas marcas foram aplicadas em cada indivíduo, uma em cada nadadeira anterior. Desde 1982, 512 fêmeas foram marcadas nas praias do Norte do Espírito Santo. Durante a última temporada reprodutiva, duas fêmeas, marcadas em novembro de 1982, foram recapturadas na praia de Comboios, em Linhares, em novembro de 2004. Este intervalo corresponde a um período mínimo de atividade reprodutiva de 22 anos, para dois animais distintos, e configura-se no maior intervalo registrado para a espécie em praias monitoradas em todo o mundo. Apesar de estudos de cronologia com base em deposição óssea indicarem a possibilidade de períodos de atividade reprodutiva maiores que 30 anos, o maior intervalo registrado até o momento era de 15 anos após a primeira marcação. Estas informações sugerem, em conjunto, uma reavaliação dos estudos ligados à modelagem populacional desta espécie, que apresenta ainda muitas lacunas de conhecimento.

ABUNDÂNCIA, TAMANHO E CONDIÇÃO CORPORAL EM *CHELONIA MYDAS* (LINNAEUS 1758) NA ÁREA DO EFLUENTE DA CST (COMPANHIA SIDERÚRGICA DE TUBARÃO), ESPÍRITO SANTO – BRASIL, 2000-2004.

Torezani1, E.; Baptistotte1, C.; Coelho1, B. B.; Santos2, M.R.D.; Bussotti2, U.G.; Fadini2, L.S.; Thomé1, J.C.A.; Almeida1, A.P.

1 Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Muller, 1111, Vitória, Espírito Santo, 29042-571, Brasil, evelise@tamar.org.br.
2 Curso de Medicina Veterinária, Centro Universitário Vila Velha - UVV, Rua: Comissário José Dantas de Melo 21, Vila Velha, ES-29102-770, Brasil.

Palavras Chave: tartaruga verde, crescimento, tumores, fibropapilomatose, sazonalidade.

Introdução

Exemplares juvenis e adultos de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) são encontrados em áreas de alimentação ao longo de praticamente toda a costa brasileira. Esta é a espécie mais abundante no litoral do Espírito Santo e consta como "Em Perigo de Extinção" no Red Data Book – IUCN (1) e "Vulnerável" na lista oficial de animais brasileiros ameaçados de extinção (2). No Brasil, trabalhos de conservação das tartarugas marinhas começaram em 1980 com a criação do Projeto TAMAR/IBAMA (Programa Brasileiro de Conservação das Tartarugas Marinhas), consistindo inicialmente na proteção destas espécies em áreas de reprodução (3) e depois se estendendo a outras fases do ciclo de vida. No litoral do Espírito Santo informações sobre crescimento, ocorrência e condições de saúde são muito escassas e como foi observada uma agregação significativa de tartarugas-verdes juvenis na área do efluente da Companhia Siderúrgica de Tubarão (CST), surgiu o interesse por estudos nesta área pelo Projeto TAMAR/IBAMA. O objetivo deste trabalho foi analisar a abundância, sazonalidade, classes de tamanho, tempo de residência, crescimento e condição corporal das tartarugas-verdes que utilizam a área.

Material e Métodos

O estudo foi realizado na parte terminal do canal-efluente da Companhia Siderúrgica de Tubarão (CST), possuindo 500 m de extensão e cerca de 33 m de largura, e profundidade média de 2m. O trabalho iniciou-se em agosto de 2000 e foram realizadas capturas semanais de tartarugas-verdes durante quatro anos. As capturas no canal foram feitas através de três métodos que se mostraram mais eficientes: a captura com tarrafa (malha 5 cm), rede de espera e, com menor freqüência, manualmente. Os animais foram marcados nas duas nadadeiras anteriores, pesados, medidos e examinados visualmente para avaliação do estado de saúde e da presença ou ausência de tumores (fibropapilomas - FP). Depois de todos os dados registrados a tartaruga era devolvida ao mar.

Resultados e Discussões

No total foram 587 capturas de tartarugas marinhas juvenis da espécie *Chelonia mydas*, durante 154 dias trabalhados ou 404,19 horas de esforço (CPUE média de 1,45 tartarugas/hora esforço). Destas 587 capturas, 348 tartarugas diferentes foram registradas, sendo que 109 foram capturadas mais de uma vez e 239 foram observadas uma única vez. Do total de capturas, 56,05% foram realizadas com tarrafa, 35,78% com rede de espera, 0,17%

com puçá e 8% manualmente. No primeiro ano de estudo (Ago/00-Jul/01) a CPUE foi 1,69; no segundo ano (Ago/01-Jul/02) 1,64; no terceiro ano (Ago/02-Jul/03) 0,24 e no quarto ano (Ago/03-Jul/04) 1,16. No terceiro ano foi observada uma grande redução na presença de algas no canal, o que poderia justificar a menor CPUE. A temperatura da água, monitorada, manteve-se praticamente inalterada nos quatro anos, mesmo quando o número de capturas reduziu-se bastante no terceiro ano. A Fig. 1 mostra o número de tartarugas capturadas por unidade de esforço em cada mês, nos quatro anos de captura, observando-se um maior número de capturas na primavera. Entre os 348 indivíduos observados, o menor comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) foi 28,0 cm, e o maior foi 77,5 cm, sendo o comprimento médio de 41,5 cm, consideradas dessa forma juvenis (4). A Fig. 2 mostra a distribuição do comprimento curvilíneo da carapaça (cm) inicial das tartarugas capturadas na CST. A média do CCC das tartarugas com e sem tumores foi diferente nos quatro anos. As tartarugas com tumores tiveram um maior CCC (43,2cm) do que as tartarugas sem tumores (40,5cm). Das 348 tartarugas observadas, 126 (36,2%) apresentaram tumores. Mundialmente, a incidência da doença varia entre menos de 1,4% a mais de 90% em diferentes localidades (5).

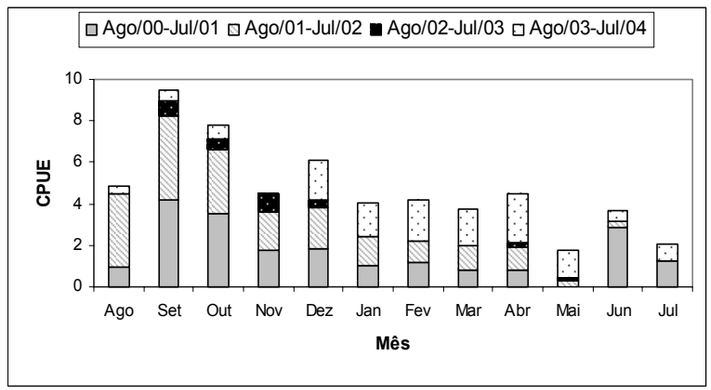


Figura 1 - Capturas de tartarugas por unidade de esforço (horas), por mês, ao longo dos quatro anos, na área do efluente final da CST, de Agosto de 2000 a Julho de 2004 (N=587).

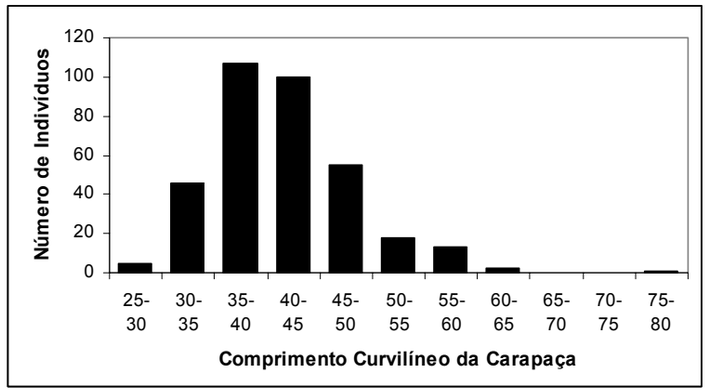


Figura 2 – Comprimento curvilíneo da carapaça (registrado na primeira captura) de 347 tartarugas no efluente final da CST, de Agosto de 2000 até Julho de 2004.

Para as tartarugas com tumores a taxa de crescimento foi de 1,83 cm/ano e para as sem tumores foi de 2,97 cm/ano, sendo significativamente diferente entre elas (p=0,016) (Fig. 3). Para as tartarugas com tumores o incremento do peso foi de –0,025 kg/ano e para as sem tumores foi de 0,99 kg/ano, não sendo significativamente diferente entre elas (p=0,26).
As tartarugas com tumores apresentaram FP principalmente nos olhos, nadadeiras e pescoço e em menor freqüência na carapaça e cloaca. Isso pode acarretar redução ou até perda completa da visão e diminuição da capacidade natatória, o que, dificultaria a alimentação, e como conseqüência acarretaria uma diminuição da taxa de crescimento e do incremento de peso.

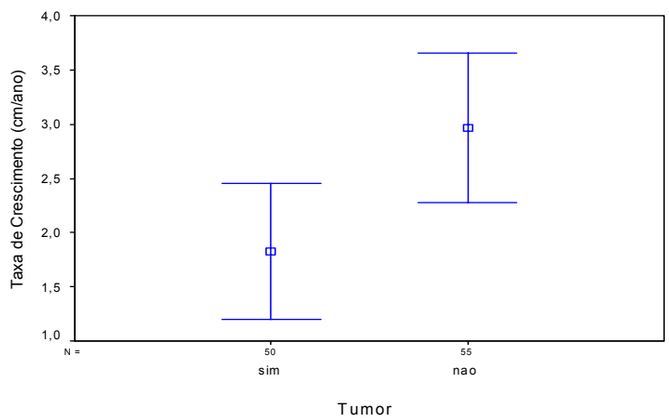


Figura 3 – Média da taxa de crescimento para as tartarugas recapturadas com e sem tumores no canal da CST, com intervalo de recaptura maior que 1 dia (N=105).

O intervalo médio entre a primeira e a última recaptura foi de 169,5 dias (SD=171,0 dias), variando entre 1 e 666 dias. Somente cinco tartarugas tiveram um intervalo de recaptura entre a primeira e a última captura maior que um ano e seis meses, o que aparentemente demonstra que a maioria das tartarugas não é residente do efluente. Em Ubatuba, as tartarugas verdes juvenis aparentemente permanecem na área por um período relativamente curto, em geral menos de 6 meses, mas há locais no mundo em que populações de tartarugas marinhas permanecem residentes por períodos maiores (4). Das 348 tartarugas marcadas, sete foram recapturadas em locais diferentes da área de estudo.

Conclusões

Os resultados sugerem que o canal da CST é um local onde tartarugas verdes juvenis entram para se alimentar, devido, provavelmente, à disponibilidade de alimento no local, não se caracterizando como residentes. A maior abundância foi registrada na primavera, não havendo uma relação com a temperatura da água no canal. As tartarugas menos afetadas por tumores tiveram uma taxa de crescimento maior do que as mais afetadas. Já no incremento de peso, não foi observada nenhuma diferença significativa. Por fim, a freqüência de ocorrência de FP é baixa quando comparada a alguns lugares do mundo, mas é relativamente alta quando comparada a outras áreas da costa brasileira. A existência de um ponto amostral, com alta concentração de indivíduos, e estudos de longo termo permitirão estabelecer padrões que possam servir ao monitoramento do status destas espécies embasando as políticas de conservação.

Referências

[1] **IUCN.** 2003. 2003 IUCN Red List of Threatened Species.

[2] **IBAMA.** 2003. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Disponível em:<htpp://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm.>.

[3] **Marcovaldi, M. A.; G. G. Marcovaldi.** 1999. Marine turtle of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar – Ibama. Biological Conservation 91:35-41.

[4] **Hirth, H. F.** 1997. Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758). Biological Report 97 (1), U.S. Fish and Wildlife Service, Washington D.C., USA.

[5] **Aguirre, A.** 1998. Fibropapillomas in marine turtles: A workshop at the 18th annual symposium on biology and conservation of sea turtles. Marine Turtle Newsletter 82:10-12.

HELMINTOFAUNA DE C*helonia mydas* NECROPSIADAS NA BASE DO PROJETO TAMAR-IBAMA EM UBATUBA-SP

MAX RONDON WERNECK[1], Tiago de Carvalho Leite[1], Eduardo Shigueru Mori[2], Camila Martos Thomazini[2], Verônica Thereza Gonçalves[2], José Henrique Becker[1], Reinaldo José da Silva[2]

[1]Fundação Pró-Tamar, Ubatuba – SP, max@tamar.org.br; [2]Depto. Parasitologia, IB/UNESP, Botucatu – SP.

A Base do Projeto TAMAR/IBAMA em Ubatuba foi implantada em 1991, com o objetivo de proteger as tartarugas marinhas que habitam a região, buscando reduzir a mortalidade provocada pelas capturas incidentais na pesca. As tartarugas encontradas debilitadas, feridas ou apresentando tumores cutâneos são encaminhadas para reabilitação na Base do Tamar. Os animais encontrados mortos são necropsiados para determinação da *causa mortis*. O presente estudo apresenta a análise da helmintofauna de 80 indivíduos juvenis da espécie *Chelonia mydas* (média de comprimento curvilíneo de carapaça de 39,7 cm), provenientes principalmente de Ubatuba, além do litoral norte e baixada santista, necropsiadas no período entre janeiro/2002 e julho/2004. No momento das necropsias, os tratos gastrintestinais foram removidos (esôfago, estômago, intestino delgado e intestino grosso) sendo os conteúdos de cada segmento peneirados e analisados separadamente a olho nu, utilizando-se recipiente de fundo escuro, pincel e espátula. As amostras coletadas foram fixadas em álcool a 70% e analisadas no laboratório de Parasitologia do IBB-UNESP. Das 80 tartarugas analisadas, 31 (38,75%) estavam infectadas com trematódeos. A média de parasitos encontrados por tartarugas foi de 126 vermes. Dentre as tartarugas aparentemente saudáveis cuja *causa mortis* foi o afogamento em petrechos de pesca (n=22), foram encontrados em média 39 vermes. Por outro lado, para as tartarugas debilitadas (n=7), que se apresentavam magras e amplamente infestadas de ectoparasitos e/ou por epibiontes, verifica-se a média de 417 vermes por tartaruga. Quanto à localização dos parasitos, 1 (0,03%) foi encontrado no esôfago, 145 (3,74%) no estômago, 2.712 (69,52%) no intestino delgado e 1043 (26,74%) no intestino grosso. Juntos, os intestinos delgado e grosso apresentaram 77,41% dos trematódeos coletados. Até o momento nove espécies de trematódeos foram identificadas na amostra estudada: *Cricocephalus albus, Deutorabis proteus, Metacetabulum invaginatum, Neoctangium travassosi, Orchidasma amphiorchis, Pleurogonimus linearis, P. longiusculus, P. trigonocephalus, Poliangium linguatula, Rhytidodes gelatinosus.*

Trabalho apresentado no IX Congresso e XIV Encontro da Associação Brasileira de Veterinários de Animais Selvagens – ABRAVAS, realizado no Centro Universitário de Rio Preto (UNIRP), São José do Rio Preto/SP, de 26 a 30 de julho de 2005

Publicado na Forma de ANAIS

Artigos Internacionais

BARATA, P. C. R.; LIMA, E. H. S. M.; BORGES-MARTINS, M.; SCALFONI, J. T.; BELLINI, C.; SICILIANO, S. Records of the leatherback sea turtle (Dermochelys coriacea) on the Brazilian coast, 1969-2001. 2004. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, n.84, p.1233-1240. 2004.

KOTAS, J. E.; SANTOS, S. dos.; AZEVEDO, V. G. de.; GALLO, B. M. G.; BARATA, P. C. R. Incidental capture of loggerhead (Caretta caretta) and leatherback (Dermochelys coriacea) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. **Fishery Bulletin**. Seattle: U.S.Department of Commerce. n.2, v.102: p. 393-399, 2004.

MARCOVALDI, M. A.; SALES, G.;THOMÉ, J. C. A.; SILVA, A. C. C. D. da.; GALLO, B. M. G.; LIMA, E. H. S. M.; LIMA, E. P.; BELLINI, C. The Brazilian National Plan to Reduce the incidental capture of sea turtles in fisheries: **Progress Report.** In: TECHNICAL CONSULTATION ON SEA TURTLES CONSERVATION AND FISHERIES. Bangkok, 2004

SAZIMA, C.; GROSSMAN, A.; BELLINI, C.; SAZIMA, I. The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles. **Cybium**, [S.l.], v.28, n.1, p.47-53, 2004.

SAZIMA, I.; GROSSMAN, A.; SAZIMA, C. Hawksbill turtles visit moustached barbers: cleaning symbiosis between Eretmochelys imbricata and the shrimp Stenopus hispidus. **Biota Neotropica**, [S.l.], v.4, n.1, p.1-6, 2004.

Artigos Nacionais

SANGALIA, C. A.; THOMÉ, J. C. A; PENHA, R.; BONINSENHA, V. C.; PANCIERI, V. R.; ALMEIDA, A. P. Projeto Ecocidadania. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**. [S.l], n 1. p 65. 2004.

Eventos Internacionais

BAPTISTOTTE, C.; WERNECK, M. R. Reabilitação de tartarugas marinhas realizadas pelo Projeto Tamar-Ibama no Brasil. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

LIMA, E. P.; WANDERLINDE, J.; ANÇÃ, B. D. M.; MAIS, B. P.; ALMEIDA, D.T .; CARNEIRO, K. C.; ASSUNÇÃO, J.; LIMA, W. C. S. Caravana TAMAR - Educação Ambiental e divulgação itinerantes no estado do Rio de Janeiro. In: WORLD ENVIRONMENTAL EDUCATION CONGRESS, 2., 2004. Rio de Janeiro. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2004.

NARO-MACIEL, E.; BECKER, J. H.; LIMA, E. M.; MARCOVALDI, M. A.; DESALLE, R. Connectivity and Intra-Population Structure of Western South Atlantic Green Sea Turtle (*Chelonia mydas*) Foraging Populations. In: INTERNATIONAL SEA TURTLE SYMPOSIUM, 24., Costa Rica. **Proceedings...**, [S.l.: s.n.], 2004.

SALES, G.; GIFFONI, B.; BARATA, P. C. R.; MAURUTTO, G. Interação de Tartarugas Marinhas com a Pesca de Espinhel Pelágico na Costa Brasileira- 1999- 003. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], p.31., 2004.

THOMÉ, J. C. A. A experiência da captação de recursos do Projeto Tamar-Ibama. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

THOMÉ, J. C. A. Interação entre tartarugas marinhas e pesca no Brasil. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

TOGNIN, F.; SANTOS, A. S. dos. Projeto TAMAR na Escola In: WORLD ENVIRONMENTAL EDUCATION CONGRESS. 2004. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

VERÍSSIMO, L. F.; RIETH, D. B. Uma estratégia de educação ambiental para a preservação das tartarugas marinhas na base do projeto tamar-Ibama Itaúnas - Espírito Santo - Brasil. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

WANDERLINDE, J.; LIMA, E. P.; ALMEIDA, D. T.; ANÇÃ, B. D. M.; CARNEIRO, K. C.; MASI, B. P.; LIMA, W. C. S.; SANT'ANA, M. M. C. D.; ASSUNÇÃO, J. Centro Ecológico e mecanismos de interação comunitária do Projeto TAMAR/IBAMA no Norte Fluminense. In: WORLD ENVIRONMENTAL EDUCATION CONGRESS, 2., 2004. Rio de Janeiro. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

WERNECK, M. R.; BALDASSIN, P.; MARANHO, A.; MARACINI, P. Hematologia e Bioquímica Sanguínea de Dermochelys coriacea - Relato de Caso. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], p.31., 2004.

WERNECK, M. R.; BAPTISTOTTE, C.; GALLO, B. M. G.; BECKER, J. H. Reabilitação de Tartarugas Marinhas atendidas pela Base de Ubatuba-SP do Projeto Tamar-Ibama - Avaliação dos 100 primeiros casos. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], p.32., 2004.

WERNECK, M. R.; GIFFONI, B. B.; CONSULIN, C. E. N.; BALDASSIN, P.; VALE, G. Bioquímica Sanguínea de Tartarugas Marinhas da Espécie Caretta caretta, capturadas por espinhel pelágico no Atlântico Sul Ocidental- Dados preliminares. In: REUNIÓN SOBRE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 2., 2004. San Clemente del Tuyu. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], p.31., 2004.

Eventos Nacionais

ALMEIDA, A. P.; SALLES. G. Nidificação de uma fêmea de Caretta caretta criada em cativeiro registrada 8 anos após sua liberação na natureza. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 1., 2004. Curitiba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

CAMPOS, F. R.; BECKER, J. H.; GALLO, B. M. G. Registro de ocorrência reprodutiva da tartaruga marinha Caretta caretta em Parati, Litoral Sul do Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2004. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2004.

CASTILHOS, J. C. de.; HAHN, A. T.; AYDOS, P. E.; OLIVEIRA, F. L. das C. Taxas de eclosão de ninhos transferidos da Tartaruga oliva (Lepidochelys olivacea), durante temporada reprodutiva de 2001-2002 da base de pesquisa do Tamar, litoral sul de Sergipe, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 1., 2004. Curitiba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

FERNANDES, L. B.; CASTILHOS, J.; BONATTO, S. L. Variabilidade no DNA mitocondrial de Lepidochelys olivacea (tartaruga marinha Oliva) na costa brasileira. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GENÉTICA, 50., 2004. Florianópolis. **Resumos...**[S.l.: s.n.], 2004.

FERNANDES, L. B.; CASTILHOS, J. C. de.; BONATTO, S. L. Baixa diversidade genética na população brasileira de Lepidochelys olivacea (Tartaruga Oliva). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 1., 2004. Curitiba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

FUTEMA, F.; WERNECK, M. R.; FONTENELLE, J. H.; LOPEZ, R. P. G.; SOUZA, D. K.; BALDASSIN, P. Anestesia Epidural em Tartarugas Marinhas (Chelonia mydas) submetidas a excisão de Papilomas. In: CONGRESSO, 8., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 13., 2004. Jaboticabal. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004. p.73.

GIFFONI, B. B.; FERNANDES, J. S.; MACEDO, S.; BECKER, J. H. Ocorrência de filhote de tartaruga cabeçuda Caretta caretta, ao largo da costa do Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2004. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2004.

LIMA, E. H. S. M.; FRANCO, F. R. de.; FIGUEIREDO, G. C. N.; SILVA, F. A. M. da.; MELO, M. T. D. Captura acidental de tartarugas marinhas em Almofala, Ceará entre os meses de janeiro a junho de 2004. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2004.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Formação de agentes locais: um trabalho para a conservação das tartarugas marinhas em Almofala, Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2004.

LIMA, E. H. S. M.; MENDONÇA, F. M. F. de.; FREITAS, M. C.; MELO, M. T. D. Recaptured marine turtles confirmed by Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Ceará, during the 2003 research season. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA. E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2004.

LIMA, M. F.; SERAFINI, T. Z. Impactos gerados por cães domésticos em uma praia de desova das tartarugas marinhas no litoral norte da Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2004. p.416.

MARCOVALDI, M. A.; SALES, G.; THOMÉ, J.; SILVA, A. C.; GALLO, B.; LIMA, E. H. S. M.; LIMA, E. P.; BELLINI, C.; GIFFONI, B. Interação entre Tartarugas Marinhas e Pesca no Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...**, Itajaí : UNIVALE, 2004.

MOREIRA L. M. de P.; MARTINS, A. S.; TESTA, V. Caracterização Geral das Praias de desova da tartaruga marinha Chelonia mydas na ilha oceânica da Trindade (ES-Brasil). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALE, 2004.

ROCHA, D. A. dos S.; CRUZ, A. D. da.; SANTOS, J. G. dos. Sensibilização ambiental nas comunidades do entorno da Reserva Biológica de Santa Isabel-IBAMA/SE: Papel e importância da quadrilha junina das tartarugas. In: FÓRUM BRASILEIRO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 5., 2004. Goiânia. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

RODRIGUES, P.; LEITE Jr, N. O.; CARVALHO, D.; NEVES, T. Descrição da pesca de currico e espinhel de superfície na localidade de Itaipava/ ES e sua interação com tartarugas e aves marinhas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 2., 2004. São Paulo. **Resumos...**,[S.l.: s.n.], 2004.

SANTOS, M .R. D.; BAPTISTOTTE, C.; GOMES, M. G. T.; FERREIRA, L. S. Valores bioquímicos plasmáticos de exemplares de tartaruga-cabeçuda Caretta caretta (Linaeus, 1758) mantidos em cativeiro no Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESSO, 8., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 13., 2004. Jaboticabal. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004. p.74.

SANTOS, M. R. D.; BAPTISTOTTE, C.; GOMES, M. G. T.; FERREIRA, L. S. Valores bioquímicos plasmáticos da tartaruga-de-pente Eretmochelys imbricata (Linnaeus, 1766) em cativeiro no Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESSO, 8., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 13., 2004. Jaboticabal. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004. p.76.

SANTOS, M. R. D.; BAPTISTOTTE, C.; GOMES, M. G. T.; FERREIRA, L. S.; MOREIRA, L. M. Levantamento dos valores de eritrograma, proteína plasmática e fibrinogênio de fêmeas de tartaruga-verde Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) em reprodução na Ilha de Trindade, Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESSO, 8., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 13., 2004. Jaboticabal. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004. p.58

SANTOS, M. R. D.; FERREIRA, L. S.; BAPTISTOTTE, C.; GROSSMAN, A.; BELINI, C. Determinação de valores de referência para hemograma de tartarugas-verdes, Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) juvenis selvagens do arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil. In: CONGRESSO, 8., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 13., 2004. Jaboticabal. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004. p.56.

SERAFINI, T. Z. Aspectos da biologia reprodutiva de Caretta caretta e Eretmochelys imbricata (Testunides, Chelonidae) durante da temporada reprodutiva de 2001/2002 na área da base de Arembepe (Projeto Tamar-Ibama), litoral norte da Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2004. p. 417.

SERAFINI, T. Z. Avaliação das técnicas empregadas no manejo das desovas de Caretta caretta (Testudines, Chelonidae) durante da temporada reprodutiva de 2001/2002 na área da base de Arembepe (Projeto Tamar-Ibama), litoral norte da Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA. E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...,** Itajaí: UNIVALI, 2004. p.416-417.

SERAFINI, T. Z. Seleção do local de desova de Caretta caretta e Eretmochelys imbricata (Testunides, Chelonidae) na praia de Arembepe, Camaçari, Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...,** Itajaí: UNIVALI, 2004. p.416.

SERAFINI, T. Z.; LIMA, M. F.; ALMEIDA, A. P. Predação de neonatos de Caretta caretta (Linnaeus, 1758) (Testudines, Cheloniidae) por Bufo jimi Stevaux, 2002, no Estado da Bahia, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 1., 2004. Curitiba. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2004.

SILVA, A. C. C. D. da.; CASTILHOS, J. C. de.; OLIVEIRA, F. L. das C.; WEBER, M. I.; ROCHA, D. A. dos S. Avaliação da mortalidade da tartaruga marinha Lepidochelys olivacea e de sua relação com atividades de pesca de camarão, região costeira de Sergipe, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA E SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 16., 2004. Itajaí. **Resumos...,** Itajaí: UNIVALI, 2004. p.159.

SOTO, J. M. R.; SERAFINI, T. Z.; CONTATO, M. C. D.; PIO, V. M. Descrição morfológica de um híbrido de tartaruga marinha, capturado pelo espinhel-pelágico ao largo da costa de Santa Catarina, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE HERPETOLOGIA, 1., 2004. Curitiba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

WERNECK, M. R.; BALDASSIN, P.; MARANHO, A.; SILVA, M. M.; MARACINI, P. Relato de Encalhe e Reabilitação de Tartaruga Gigante (Dermochelys coriacea) (Vandelli, 1761) no Litoral Sul de São Paulo. In: CONGRESSO, 8., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 13., 2004. Jaboticabal. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2004.

LYRA,A. B. N. 2004. 73f. **Sinalização do Centro de Educação Ambiental Reserva Biológica de Santa Isabel em Pirambu/SE Projeto Tamar.** Monografia (Graduação). Curso de Design Gráfico - Universidade Tiradentes, Aracaju, SE, 2004.
Disponível na Base: Pirambu-SE

VERÍSSIMO, L. F. 2004. 51f. **"A influência da granulometria no sucesso de eclosão e duração de incubação nos ninhos da tartaruga marinha** Caretta caretta **nas praias de Itaúnas, Espírito Santo, Brasil".** Monografia (Graduação). Curso de biologia - Faculdade de Biologia da Universidade de Santo Amaro, SP. 2004.
Disponível na Base: Espírito Santo

Revistas do TAMAR

Bacia de Campos - O Rio de Janeiro também tem TAMAR. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 9, Número 7, 2004.

Boletins TAMAR

TAMAR, 2004. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VIII, Número 25, Abril.

TAMAR, 2004. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VIII, Número 26, Agosto.

TAMAR, 2004. Projeto TAMAR/IBAMA- Fundação Pró-TAMAR, Ano VIII, Número 27, Novembro.

Dissertações de Mestrado

RODRIGUEZ, C. J. S. 2004. **"Práticas, saberes e poderes: um estudo de caso das relações entre um projeto ambiental (TAMAR/ IBAMA) e populações locais"**. Dissertação de mestrado. Programa de Pós-graduação em Política Sociais, Área de Concentração: Antropologia na Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro-UENF. UFRJ-Campos dos Goytacazes, RJ, 2004.
Disponível na Base: Espírito Santo

TOREZANI, E. 2004. 54f. **"Abundância, Tamanho e Condição de Corporal em** Chelonia mydas **(LINNAEUS, 1758) na Área do Efluente da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão), Espírito Santo - Brasil".** Dissertação de Mestrado. Biologia Animal. Universidade Federal do Espírito Santo, ES, 2004.
Disponível na Base: Espírito Santo

Monografias

BRUNO, S. C. 2004. 98f. **Relação entre a tipologia praial e a desova da tartaruga** Caretta caretta **ao longo da praia de Comboios-ES.** Monografia (Graduação). Programa de Graduação em Oceanografia- Departamento de Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, 2004.
Disponível na Base: Espírito Santo

DOLSAN, E. F. S. L.; OLIVEIRA, L. S. de. 2004. 58f. **"Câncer de Mama: Identificando Fatores de Risco e o Conhecimento Para a Prevenção no Distrito de Regência - Linhares - ES".** Monografia (Graduação). Curso de Enfermagem - Faculdades Integradas São Pedro-FAESA - Faculdade de Saúde e Meio Ambiente, ES, 2004.
Disponível na Base: Espírito Santo

FERNANDEZ, S. Y. 2004. 48f. **Associação entre fibropapilomatose cutânea e fibromas cutâneo e visceral em tartaruga verde** (Chelonia mydas)**: relato de caso.** Monografia (Graduação) - Escola de Medicina Veterinária, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2004.
Disponível na Base: Praia do Forte - BA

GUIMARÃES, E. S. 2004. 47f. **Distribuição de desovas de tartaruga marinha** Lepidochelys olivacea **(Escholtz, 1829) durante quatro temporadas reprodutivas (1999-2003) na base de Ponta dos Mangues/Sergipe.** Monografia (Graduação). Curso de Biologia - Universidade Rural de Pernambuco,PE. 2004.
Disponível na Base: Pirambu-SE

Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil

Jorge E. Kotas
IBAMA/Acordo Projeto TAMAR-
Instituto de Pesca/CPPM
Programa REVIZEE-SCORE SUL
Rodovia Osvaldo Reis 345 apt. 22 C
Itajaí-SC 88306-001, Brazil

Sílvio dos Santos
DTI-CNPq
Programa REVIZEE-SCORE SUL
Rua Ezio Testini 320
Santos-SP 11089-210, Brazil

Venâncio G. de Azevedo
DTI-CNPq
Programa REVIZEE-SCORE SUL
Av. Pavão 164
Caraguatatuba-SP 11676-520, Brazil

Berenice M. G. Gallo
Fundação Pró-TAMAR
Rua Antonio Athanásio 273
Ubatuba-SP 11680-000, Brazil

Paulo C. R. Barata
Fundação Oswaldo Cruz
Rua Leopoldo Bulhões 1480 - 8A
Rio de Janeiro - RJ 21041-210, Brazil
E-mail address (for P. C. R. Barata, contact author): pbarata@alternex.com.br

back sea turtles by the surface longline fishery operating off the southern coast of Brazil, within Brazil's 200 mile exclusive economic zone (EEZ) and in international waters, and present catch-per-unit-of-effort (CPUE) data and estimates of average probability of death at capture for these species. Preliminary results of incidental captures of sea turtles by longliners during one longline trip in this area were presented by Barata et al.[2] In the present study we provide more detailed data from additional trips, including information concerning leatherback sea turtles, as well as analyses of these data. To our knowledge, this is the first detailed report about the incidental capture of sea turtles by the Brazilian commercial longline fleet.

Incidental capture in fishing gear is one of the main sources of injury and mortality of juvenile and adult sea turtles (NRC, 1990; Lutcavage et al., 1997; Oravetz, 1999). Six out of the seven extant species of sea turtles—the leatherback (*Dermochelys coriacea*), the green turtle (*Chelonia mydas*), the loggerhead (*Caretta caretta*), the hawksbill (*Eretmochelys imbricata*), the olive ridley (*Lepidochelys olivacea*), and the Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*)—are currently classified as endangered or critically endangered by the World Conservation Union (IUCN, formerly the International Union for Conservation of Nature and Natural Resources), which makes the assessment and reduction of incidental capture and mortality of these species in fisheries priority conservation issues (IUCN/Species Survival Commission, 1995).

Several studies have examined sea turtle bycatch by pelagic longline fisheries, especially in the North Atlantic and Pacific oceans (NRC, 1990; Nishemura and Nakahigashi, 1990; Tobias, 1991; Bolten et al., 1996; Williams et al., 1996; Lutcavage et al., 1997), but little is known about sea turtle bycatch in the South Atlantic. One of the most detailed reports on longline incidental captures in that area is that by Achaval et al. (2000), which documents the incidental capture of loggerhead and leatherback sea turtles in the southwestern Atlantic by longliners targeting swordfish (*Xiphias gladius*), tuna (*Thunnus obesus*), and other related species. Additional references, sometimes with scant detail, can be found in Weidner and Arocha (1999), Fallabrino et al. (2000), and Domingo et al.[1]

In this study, we report the incidental capture of loggerhead and leather-

Materials and methods

Observations were carried out by three of the authors (JEK, SS, and VGA) during three trips aboard Brazil-flagged commercial longline vessels based in Itajaí, State of Santa Catarina, southern Brazil (Fig. 1). The trips occurred in 1998, the first (10 sets) between 13 March and 12 April (summer–fall), the second (13 sets) between 15 June and 5 July (fall–winter), and the third (11 sets) between 28 September and 13 October (spring), and took place between latitudes 27°30′S and 34°30′S and longitudes 36°00′W and 52°00′W (Fig. 1). The

[1] Domingo, A., A. Fallabrino, R. Forselledo, and V. Quirici. 2002. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles in the Uruguayan long-line fishery in Southwest Atlantic. Presented at the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, USA, 4–7 April 2002. [Available from A. Domingo: Dirección Nacional de Recursos Acuáticos, Constituyente 1497, C.P. 11.200, Montevideo, Uruguay.]

[2] Barata, P. C. R., B. M. G. Gallo, S. dos Santos, V. G. Azevedo, and J. E. Kotas. 1998. Captura acidental da tartaruga marinha *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) na pesca de espinhel de superfície na ZEE brasileira e em águas internacionais. *In* Resumos Expandidos da XI Semana Nacional de Oceanografia, Rio Grande, RS, outubro de 1998, p. 579–581. Editora Universitária-UFPel, Pelotas, RS, Brazil. [Available from FURG, Oceanologia, Av. Itália, km 8, Campus Carreiros, C.P 474, Rio Grande, RS 96201-900, Brazil.]

Manuscript approved for publication 22 December 2003 by Scientific Editor.
Manuscript received 20 January 2004 at NMFS Scientific Publications Office.
Fish. Bull. 102:393–399 (2004).

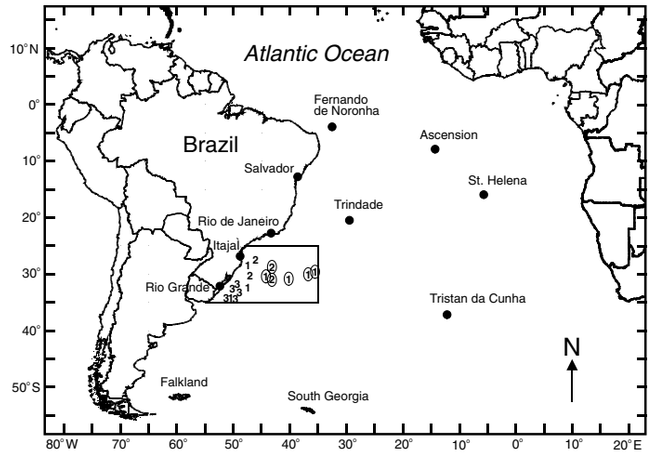


Figure 1

Fishing locations. Numbers 1, 2, and 3 indicate locations of the first, second, and third longline trips respectively; for each location, one or more sets were performed. Circled numbers indicate international waters outside the 200-mile Brazilian exclusive economic zone. The rectangular ocean area is limited by latitudes 25°S and 35°S and longitude 35°W. The fishing location farthest to the east is about 1320 km (713 nautical miles) from Itajaí, State of Santa Catarina, Brazil, the home port of the fishing vessels.

seabed in this area ranged from the continental shelf border to abyssal plains, including submarine elevations (e.g., Rio Grande). Operation depths, ranging from 170 to 4000 m, were obtained from nautical charts.

The first and second trips were aboard the *Yamaya III*, a 20.7-m, 325-hp engine, 30-t hold capacity, 10-crew longliner, and the third trip was aboard the *Basco*, a 24.4-m, 330-hp engine, 70-t hold capacity, 11-crew longliner. The vessels targeted swordfishes, sharks (mainly blue sharks, *Prionace glauca*) and tunas (*Thunnus albacares*, *T. alalunga* and *T. obesus*). Their fishing gear was the U.S.-style monofilament nylon longline, with 200–300 m sections between buoys, and each section contained four to five gangions set 40–60 m apart. Buoy dropper length ranged between 10 and 20 m, and gangion length ranged between 13 and 20 m. Each non-offset "J" hook (Swordfish 9/0) was baited with Argentine shortfin squid (*Illex argentinus*) and had a yellow chemical light stick hung over it. The average number of hooks per set was 1030, 992, and 950 on the first, second, and third trips, respectively.

On the first and second trips, the mainline was set off the stern by means of a line shooter so that a marked catenary was formed between buoys, allowing the hooks to operate at a greater depth. In this case, the maximum hook depth may have reached more than 40 m. On the third trip, the vessel *Basco* did not use a line shooter, and thus the hook depth for that trip may have been shallower. The longline gear was set around 5:30 PM, and was retrieved early in the morning. The average soak time was 7 h 30 min. For each set, the date, time, geographical position, number of hooks, and sea surface temperature were recorded. The species and condition (i.e., if the animal was alive or dead) of captured turtles were recorded; specimens with no apparent movement were considered dead.

Incidentally captured loggerhead turtles were taken aboard and hooks and lines were then removed. Whenever possible curved carapace length (CCL) and width were measured, and the turtles were double tagged (inconel tags style 681, National Band and Tag Co., Newport, KY), according to Projeto TAMAR's (Projeto Tartaruga Marinha, the Brazilian sea turtle conservation program) standard methods (Marcovaldi and Laurent, 1996). In some cases, it was not possible to bring loggerhead sea turtles on board the fishing vessel and, because of their great size, no leatherback sea turtles were brought on board. On these occasions, the turtles were pulled close to the boat and the gangions were then cut to free the turtles with the hooks still attached to them; however the length of the line remaining on the turtle was not recorded. None of these turtles was measured or tagged, although some of the leatherback sea turtles were filmed on video. No additional data and measurements, other than those presented in this study, were obtained.

Table 1

Data referring to fishing practices, sea surface temperature (°C), and capture of loggerhead and leatherback sea turtles, by trip. CPUE = catch-per-unit-of-effort (number of captured turtles/1000 hooks).

					Loggerheads				Leatherbacks			
Trip	Date	No. of sets	Average hooks/set	Average sea surface temperature	Alive (tagged)	Dead	Condition not recorded	CPUE	Alive	Dead	Condition not recorded	CPUE
1	13 Mar 98–12 Apr 98	10	1030	13.6	84 (17)	15	9	10.49	1	—	—	0.10
2	15 Jun 98–5 Jul 98	13	992	21.4	28 (12)	4	—	2.48	13	1	—	1.09
3	28 Sep 98–13 Oct 98	11	950	18.9	5 (5)	—	—	0.48	5	—	—	0.48
Total		34	990		117 (34)	19	9	4.31	19	1	—	0.59

CPUE (number of captured turtles/1000 hooks) was calculated separately for each species. Straight carapace lengths in published data were converted to CCL by using the formula in Teas (1993) to compare the CCL of captured loggerhead sea turtles to carapace length data found in the literature. To assess the significance of the difference in the proportion of dead loggerhead or leatherback sea turtles among trips, exact tests were applied, because ordinary chi-square tests are not reliable when expected cell frequencies are too small. The test statistics were $\chi^2 = \Sigma[(Observed - Expected)^2/Expected]$, and exact probabilities were computed for all tables with marginal frequencies fixed at the observed values (Lindgren, 1993, p. 376). These probability calculations were performed by a Turbo Pascal vers. 7 program (Borland International, Scotts Valley, CA). The confidence interval for overall probability of death at capture was calculated by the method in Zar (1996, p. 524). Ordinary chi-square tests and analysis of variance (ANOVA) tests followed Zar (1996) and were carried out with the software Systat vers. 9 (SPSS Inc., Chicago, IL). In the statistical tests, type-I error α was equal to 0.05. In the construction of Figure 2, to avoid overlapping of data points, the temperatures (but not the CPUEs) were jittered, that is, a small amount of uniform random noise was added to the temperature measurements (Cleveland, 1993).

Results

From a total of 34 sets and 33,650 hooks, 145 loggerhead (CPUE=4.31/1000 hooks) and 20 leatherback (CPUE=0.59/1000 hooks) sea turtles were captured. There was a significant difference in loggerhead CPUE among the trips (chi-square test, χ^2=137.3, P<0.001), but the proportion of dead loggerhead sea turtles was not significantly different among the trips (exact test, P=0.656). The average probability of death at capture for loggerhead sea turtles for the three trips was 0.140 (95% confidence interval=[0.086, 0.210]). For leatherback sea turtles, the difference in CPUE among the trips was significant (chi-square test, χ^2=9.76, P<0.01), and the proportion of dead leatherback sea turtles was not significantly different among the trips (exact test, P=1.000). The average probability of death at capture for leatherback sea turtles for the three trips was 0.050 (95% confidence interval=[0.001, 0.249]).

Table 2

Curved carapace length (CCL, cm) for loggerhead sea turtles, by trip.

Trip	Sample size	Average CCL	Standard deviation	Minimum	Maximum
1	19	56.9	7.3	46.0	70.0
2	30	57.2	7.5	46.0	68.0
3	5	67.0	5.9	58.0	73.0
Total	54	58.0	7.7	46.0	73.0

The average sea surface temperature (Table 1) was significantly different among the trips (ANOVA, n=34, F=55.37, P<0.001). The average temperature on the first trip was significantly lower than those on the second and third trips, and the average temperature on the second trip was significantly higher than that on the third trip (Tukey's *post hoc* test). For loggerhead sea turtles, CPUEs were generally higher on the first trip, which had the lowest average temperature (Fig. 2). For leatherback sea turtles, on the contrary, the lowest CPUEs were found on the first trip, on which only one leatherback sea turtle was captured (Table 1).

CCLs of captured loggerheads were in the range of 46–73 cm. Detailed loggerhead CCL data are presented in Table 2. There was a significant difference in average loggerhead CCL among the trips (Table 2); the average CCL on the third trip was greater than those on the first and second trips (ANOVA, n=54, F=4.209, P=0.020, Tukey's

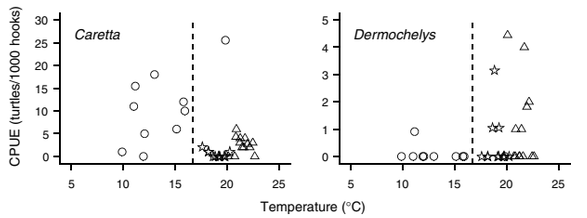


Figure 2

CPUE (number of captured turtles/1000 hooks) by sea surface temperature (°C) in each set, by species. Circles = first trip, triangles = second trip, stars = third trip. In each graph, the dashed vertical line, arbitrarily placed at 16.7 °C, marks a separation between the temperatures in the first trip and those in the second and third trips (except for one set in the first trip). Note that the two graphs have different vertical scales, and that, in the construction of this figure, temperature measurements (but not the CPUEs) have been jittered (see "Materials and methods" section).

post hoc test). Although leatherback sea turtles could not be hauled aboard for measurements, on board observations and video recordings indicated that they were subadult or adult animals.

Most of the loggerhead turtles were hooked through their mouths or esophagus, but a small number were hooked through their flippers or were found to be simply entangled in the lines. Loggerhead sea turtles taken aboard had their hooks removed, sometimes in a careless way that caused severe injury, and they were then returned to the sea. Leatherback sea turtles were found entangled in the lines or hooked either through the flippers or carapace or through the mouth. Because no leatherback sea turtle was hauled aboard, we could not tell if any were hooked in the esophagus.

Discussion

Achaval et al. (2000) reported data obtained from nine trips aboard two different longline vessels operating within the Uruguayan EEZ and in international waters in the South Atlantic in different seasons of the year, and employing different longline methods. Those authors reported that 28 loggerhead and 28 leatherback sea turtles were captured in 86 sets with 75,033 hooks in zones I and II, that correspond approximately to the fishing area covered in this study, yielding a CPUE of 0.37/1000 hooks for both loggerhead and leatherback sea turtles. For loggerhead sea turtles, there was a significant difference between our CPUE (Table 1) and that of Achaval et al. (chi-square test, χ^2=226.4, P<0.001); whereas for leatherback sea turtles no significant difference was found (chi-square test, χ^2=1.97, P=0.161).

Although the variations in CPUE observed in our study could be explained by differences in temperatures (Fig. 2), other physical, spatial, or temporal factors (or a combination of these factors) could be involved. The trips were carried out at different times of the year (Table 1); the third trip was more to the south and closer to the coast, and the first trip had sets more to the east (Fig. 1).

Our estimates of sea turtle mortality at capture may be lower than the actual mortality rates from longlines because our estimates do not consider postrelease deaths derived from 1) wounds caused by hooks removed from turtles on board, 2) embedded hooks and lines, and 3) stress caused by capture itself. Other researchers have also recognized that, because of factors such as these, there is great uncertainty in the estimates of mortality levels for sea turtles captured in longline gear (Balazs and Pooley, 1994; Eckert, 1994).

Captured loggerhead sea turtles were smaller (Table 2) than loggerhead sea turtles nesting in Brazil (minimum CCL=83.0 cm, average CCL= 103.0 cm, nesting season 1982–83 through nesting season 1999–2000; Projeto TAMAR[3]) and in several places in the North Atlantic and the Caribbean (minimum CCL=75.4 cm, average CCL in the range of 94.0–105.1 cm; Dodd, 1988). However, loggerhead sea turtles nesting in Cape Verde, in the northeastern Atlantic, are smaller than those nesting in those other places: minimum CCL=68.0 cm, average CCL=82.9 cm, data from 1998 (Cejudo et al., 2000). There is an overlap between the observed CCL range and that of adult Cape Verde loggerhead sea turtles (seven loggerhead turtles out of 54 observed, or 13.0%, had a CCL equal or greater than the minimum Cape Verde CCL), but the average CCL of the captured loggerhead sea turtles (Table 2) was well below that of loggerhead sea turtles nesting in Cape Verde. We estimate that the captured loggerhead sea turtles were generally juveniles, although a small number of them could have been adult turtles. However, size is

[3] Projeto TAMAR. 2000. Unpubl. data. Caixa Postal 2219, Salvador, BA 40210-970, Brazil.

not a reliable indicator of maturity or breeding status for sea turtles (Miller, 1997).

Along the southern coast of Brazil (between latitudes 23°S and 33°S), loggerhead sea turtles stranded or incidentally captured in fishing gear with CCLs as small as 32.5 cm have been observed (Projeto TAMAR[4]), but usually loggerhead sea turtles found in that region have CCLs greater than 50 cm, most commonly in the range of 60–90 cm (Pinedo et al., 1998; Bugoni et al., 2001; Projeto TAMAR[4]). Loggerhead sea turtles have also been found in Uruguay and Argentina (Frazier, 1984; Fallabrino et al., 2000). Their CCLs in those countries have been reported to be in the approximate range of 50–115 cm (Frazier, 1984). The loggerhead sea turtles reported here have an average CCL smaller than that usually observed for loggerhead sea turtles stranded or captured in southern Brazil, Uruguay, and Argentina, although most of the turtles (45 out of 54, or 83%) had CCLs equal to or greater than 50 cm, that is, they were within the size range for that region.

Cumulative evidence obtained from genetic and size-distribution data around oceanic basins, as well as tag returns, shows that the ontogenetic development of loggerhead sea turtles involves a pelagic juvenile stage (Carr, 1987; Musick and Limpus, 1997; Bolten et al., 1998). Transoceanic developmental migrations establishing a link between juveniles in feeding grounds and hatchlings from nesting beaches on opposite sides of the ocean basin have been demonstrated through genetic analysis for the North Atlantic and North Pacific (Bowen et al., 1995; Bolten et al., 1998). It has been suggested that a similar pattern may be expected for the South Atlantic (Bolten et al., 1998), where loggerhead sea turtles nest in Brazil and possibly in Africa (Marcovaldi and Laurent, 1996; Fretey, 2001). The incidental captures reported in our study, indicating the use of the pelagic environment by juvenile loggerhead sea turtles in the South Atlantic, support the hypothesis of transoceanic developmental migrations for those turtles in that ocean. Future genetic analysis of turtles incidentally captured in the South Atlantic would help to clarify their natal origin.

For leatherback sea turtles, there are important nesting grounds in the Atlantic, mainly in French Guiana and Suriname in South America, and Gabon and Congo in Africa (Spotila et al., 1996; Fretey, 2001). Leatherback sea turtles are known to travel long distances from their nesting beaches into pelagic waters (Goff et al., 1994; Morreale et al., 1996; Eckert and Sarti, 1997; Eckert, 1998). Satellite telemetry data indicate that leatherback sea turtles nesting in eastern South Africa can enter the South Atlantic (Hughes et al., 1998; Hughes[5]). In the southwestern Atlantic, leatherback sea turtles have been observed or captured in Brazil, Uruguay, and Argentina (Frazier, 1984; Pinedo et al., 1998; Achaval et al., 2000; Fallabrino et al., 2000; Bugoni et al., 2001).

Some measure of the significance of the three trips reported in the present study in terms of the potential for turtle capture and mortality in the South Atlantic longline fishery can be obtained by looking at information concerning the total fishing effort in the study area. In 1999, the Brazilian longline fleet consisted of 70 longliners (42 Brazilian and 28 leased foreign vessels); among them, 33 vessels were operating out of ports in southern Brazil, in the states of São Paulo, Santa Catarina, and Rio Grande do Sul. In that year, the total number of hooks of that longline fleet (both Brazilian and leased vessels) amounted to 13,598,260 hooks (ICCAT[6]). However, the southwestern Atlantic is fished not only by Brazil-based longliners, but also by longliners from Uruguay, Chile, Japan, Taiwan, and Spain (Folsom, 1997; Weidner and Arocha, 1999; Weidner et al., 1999). According to ICCAT's (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas) CATDIS data set (ICCAT)[7] longliners operating during 1995–97 in the area delineated by the present study (latitudes 25°S and 35°S and longitude 35°W, or eight ICCAT 5×5° statistical blocks, Fig. 1) had an average annual catch of tunas and swordfishes of 6885 metric tons (t) (the total hold capacity of the vessels on the three trips reported in this study was 130 t). However, due to unreported landings by vessels flying flags of convenience (FAO, 2001; FAO[8]) and other sources, the estimate obtained from ICCAT data should be considered a minimum estimate of the total annual tuna and swordfish catch (ICCAT[9]). Furthermore, because North Atlantic stocks of swordfishes and some species of tuna are considered overfished (NMFS[10]), quota or closure regulations (or both) in the North Atlantic may be driving longline fleets to the South Atlantic, increasing the risk of incidental capture of sea turtles there.

In Brazil, sea turtle capture is prohibited by federal legislation (Marcovaldi and Marcovaldi, 1999), and measures have been taken to address the problem of incidental capture by longlines and other kinds of fishing

[4] Projeto TAMAR. 2000. Unpubl. data. Rua Antonio Athanásio 273, Ubatuba, SP 11680-000, Brazil.

[5] Hughes, G. R. 2002. Personal commun. Ezemvelo KZN Wildlife, P O Box 13053, Cascades 3202, South Africa.

[6] ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas). 2001. National report of Brazil. Report for biennial period, 2000–2001, part I (2000), vol. 1, English version, p. 312–315. Calle Corazón de María, 8, 28002 Madrid, Spain.

[7] ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas). 2002. CATDIS dataset. Calle Corazón de María, 8, 28002 Madrid, Spain. [Available from http://www.iccat.org.]

[8] FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2001. International plan of action to prevent, deter and eliminate illegal, unreported and unregulated fishing, 24 p. FAO, Rome. [Available from http://www.fao.org/docrep/003/y1224e/y1224e00.htm.]

[9] ICCAT (International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas). 1999. Detailed report for swordfish, ICCAT SCRS swordfish stock assessment session (Madrid, Spain, September 27 to October 4, 1999), 176 p. Calle Corazón de María, 8, 28002 Madrid, Spain.

[10] NMFS (National Marine Fisheries Service). 2000. 2000 stock assessment and fishery evaluation for Atlantic highly migratory species, 150 p. U.S. Dep. Commer., NOAA, NMFS, Highly Migratory Species Management Division, 1315 East-West Highway, Silver Spring, MD 20910.

gear. Since 2001, Projeto TAMAR has been developing and implementing (through partnerships with other institutions) an action plan whose main objective is to reduce incidental sea turtle capture, including captures occurring in the open sea (Marcovaldi et al., 2002). The action plan includes, among other things, an assessment of fishery-related sea turtle mortality, the development of mitigation methods, and a proposal of adequate conservation and enforcement policies (Marcovaldi et al., 2002). However, because the longline fleet is composed of vessels from many nations, the reduction of incidental capture in the open sea calls for international cooperation (Eckert and Sarti, 1997; Trono and Salm, 1999; Crowder, 2000).

The observations reported in this study and the presence of a sizable longline fleet operating in the southwestern Atlantic indicate 1) the need for research to clarify habitat use by sea turtles in that part of the ocean (Eckert and Sarti, 1997; Bolten et al., 1998), 2) the need for continued research to quantify the impact of longline fishing on sea turtles in the pelagic realm of that ocean (Balazs and Pooley, 1994; Eckert, 1994), and 3) the implementation of conservation measures for sea turtles in that environment. We suggest the implementation of an International Observers Program on board longliners operating throughout the South Atlantic ocean.

Acknowledgments

This note is the result of observations made possible through an agreement between the REVIZEE Program (National Program for the Assessment of the Sustainable Fishing Potential of the Exclusive Economic Zone Live Resources, a Brazilian Government program) and Projeto TAMAR's station at Ubatuba, State of São Paulo. We would like to thank José Kowalsky of the Kowalsky fishing company and Marcelino Talavera (Itajaí, State of Santa Catarina), owners of the vessels *Yamaya III* and *Basco,* respectively, for kindly allowing access to the fishing vessels, and the crew of the two longliners, and also the fishing research center Centro de Pesquisa e Extensão Pesqueira do Sudeste-Sul–CEPSUL/IBAMA (Itajaí, State of Santa Catarina), and particularly Jorge Almeida de Albuquerque, for making this research possible. We also thank Larisa Avens and Matthew Godfrey for their generous reviews of the paper, and the two anonymous referees, whose suggestions helped to improve our work. Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA (the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by Petrobras. In Ubatuba, TAMAR is supported by Ubatuba's municipal government (Prefeitura Municipal de Ubatuba). S.S. and V.G.A. were supported by CNPq (Brazilian National Research Council).

Literature cited

Achaval, F., Y. H. Marin, and L. C. Barea.
2000. Captura incidental de tortugas con palangre pelágico oceánico en el Atlántico sudoccidental. *In* Captura de grandes peces pelágicos (pez espada y atunes) en el Atlántico Sudoccidental, y su interacción con otras poblaciones (G. Arena and M Rey, eds.), p. 83–88. Instituto Nacional de Pesca, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Montevideo, Uruguay.

Balazs, G. H., and S. G. Pooley (comps.).
1994. Research plan to assess marine turtle hooking mortality: results of an expert workshop held in Honolulu, Hawaii, November 16–18, 1993. NOAA Tech. Memo. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-201, 166 p.

Bolten, A. B., K. A. Bjorndal, H. R. Martins, T. Dellinger, M. J. Biscoito, S. E. Encalada, and B. W. Bowen.
1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. Ecol. Appl. 8:1–7.

Bolten, A. B., J. A. Wetherall, G. H. Balazs, and S. G. Pooley (comps.).
1996. Status of marine turtles in the Pacific Ocean relevant to incidental take in the Hawaii-based pelagic longline fishery. NOAA Tech. Memo. NOAA-TM-NMFS-SWFSC-230, 167 p.

Bowen, B. W., F. A. Abreu-Grobois, G. H. Balazs, N. Kamezaki, C. J. Limpus, and R. J. Ferl.
1995. Trans-Pacific migrations of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) demonstrated with mitochondrial DNA markers. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 92: 3731–3734.

Bugoni, L., L. Krause, and M. V. Petry.
2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. Mar. Pollut. Bull. 42:1330–1334.

Carr, A.
1987. New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. Conserv. Biol. 1: 103–121.

Cejudo, D., I. Cabrera, L. F. López-Jurado, C. Évora, and P. Alfama.
2000. The reproductive biology of *Caretta caretta* on the Island of Boavista (Republic of Cabo Verde, Western Africa). NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443:244–245.

Cleveland, W. S.
1993. Visualizing data, 360 p. Hobart Press, Summit, NJ.

Crowder, L.
2000. Leatherback's survival will depend on an international effort. Nature 405:881.

Dodd, C. K., Jr.
1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 88, 110 p.

Eckert, S. A.
1994. Evaluating the post-release mortality of sea turtles incidentally caught in pelagic longline fisheries. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-201:106–110.
1998. Perspectives on the use of satellite telemetry and other electronic technologies for the study of marine turtles, with reference to the first year long tracking of leatherback sea turtles. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-415:44–46.

Eckert, S. A., and M. L. Sarti.
1997. Distant fisheries implicated in the loss of the world's largest leatherback nesting population. Mar. Turtle Newsl. 78:2–7.

Fallabrino, A., A. Bager, A. Estrades, and F. Achaval.
2000. Current status of marine turtles in Uruguay. Mar. Turtle Newsl. 87:4–5.

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations).
2001. Report of the second technical consultation on illegal,

unreported and unregulated fishing. Rome, 22–23 February 2001. FAO Fisheries Rep. 646, 38 p. FAO, Rome.

Folsom, W. B.
1997. World swordfish fisheries: an analysis of swordfish fisheries, market trends and trade patterns, vol. VI: Western Europe. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-29, 324 p.

Frazier, J.
1984. Las tortugas marinas en el Atlántico sur occidental. *In* Serie divulgación no. 2, p. 2–21. Associacion Herpetologica Argentina, La Plata, Argentina.

Fretey, J.
2001. Biogeography and conservation of marine turtles of the Atlantic coast of Africa. CMS Technical Series Publ. no. 6, 429 p. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany.

Goff, G. P., J. Lien, G. B. Stenson, and J. Fretey.
1994. The migration of a tagged leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, from French Guiana, South America, to Newfoundland, Canada, in 128 days. Can. Field Nat. 108:72–73.

Hughes, G. R., P. Luschi, R. Mencacci, and F. Papi.
1998. The 7000 km oceanic journey of a leatherback turtle tracked by satellite. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 229: 209–217.

IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) Species Survival Commission.
1995. A global strategy for the conservation of marine turtles, 25 p. IUCN, Gland, Switzerland.

Lindgren, B. W.
1993. Statistical theory, 4th ed., 633 p. Chapman & Hall, New York, NY.

Lutcavage, M. E., P. Plotkin, B. Witherington, and P. L. Lutz.
1997. Human impacts on sea turtle survival. *In* The biology of sea turtles (P. L. Lutz and J. A. Musick, eds.), p. 387–409. CRC Press, Boca Raton, FL.

Marcovaldi, M. A., and A. Laurent.
1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conserv. Biol. 2:55–59.

Marcovaldi, M. A., and G. G. dei Marcovaldi.
1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biol. Conserv. 91:35–41.

Marcovaldi, M. A., J. C. Thomé, G. Sales, A. C. Coelho, B. Gallo, and C. Bellini.
2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. Mar. Turtle Newsl. 96:24–25.

Miller, J. D.
1997. Reproduction in sea turtles. *In* The biology of sea turtles (P. L. Lutz and J. A. Musick, eds.), p. 51–81. CRC Press, Boca Raton, FL.

Morreale, S. J., E. A. Standora, J. R. Spotila, and F. V. Paladino.
1996. Migration corridor for sea turtles. Nature 384: 319–320.

Musick, J. A., and C. J. Limpus.
1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. *In* The biology of sea turtles (P. L. Lutz and J. A. Musick, eds.), p. 137–163. CRC Press, Boca Raton, FL.

NRC (National Research Council).
1990. Decline of the sea turtles: causes and prevention, 259 p. National Academy Press, Washington, D.C.

Nishemura, W., and S. Nakahigashi.
1990. Incidental capture of sea turtles by Japanese research and training vessels: results of a questionaire. Mar. Turtle Newsl. 51:1–4.

Oravetz, C. A.
1999. Reducing incidental catch in fisheries. *In* Research and management techniques for the conservation of sea turtles (K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly, eds.), p. 189–193. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group publication no. 4.

Pinedo, M. C., R. Capitoli, A. S. Barreto, and A. L. V. Andrade.
1998. Occurrence and feeding of sea turtles in southern Brazil. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-412:117–118.

Spotila, J. R., A. E. Dunham, A. J. Leslie, A. C. Steyermark, P. T. Plotkin, and F.V. Paladino.
1996. Worldwide decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going extinct? Chelonian Conserv. Biol. 2:209–222.

Teas, W. G.
1993. Species composition and size class distribution of marine turtle strandings on the Gulf of Mexico and southeast United States coasts, 1985–1991. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-315, 43 p.

Tobias, W.
1991. Turtles caught in Caribbean swordfish net fishery. Mar. Turtle Newsl. 53:10–12.

Trono, R. B., and R. V. Salm.
1999. Regional collaboration. *In* Research and management techniques for the conservation of sea turtles (K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly, eds.), p. 224–227. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group publication no. 4.

Weidner, D. M., and F. Arocha.
1999. World swordfish fisheries: an analysis of swordfish fisheries, market trends and trade patterns. Vol. IV, Part A2b: Brazil. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-35:237–628.

Weidner, D. M., F. J. Fontes, and J. Serrano.
1999. World swordfish fisheries: an analysis of swordfish fisheries, market trends and trade patterns. Vol. IV, part A2c: Uruguay, Paraguay and Argentina. NOAA Tech. Memo. NMFS-F/SPO-36:631–916.

Williams, P., P. J. Anninos, P. T. Plotkin, and K. L. Salvini (comps.).
1996. Pelagic longline fishery—sea turtle interactions. Proceedings of an industry, academic and government experts, and stakeholders workshop held in Silver Spring, Maryland, 24–25 May 1994. NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-7, 77 p.

Zar, J. H.
1996. Biostatistical analysis, 3rd ed., 662 p. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.

THE MOVING GARDENS: REEF FISHES GRAZING, CLEANING,

AND FOLLOWING GREEN TURTLES IN SW ATLANTIC

by

Cristina SAZIMA (1, 3), Alice GROSSMAN (2), Claudio BELLINI (2) & Ivan SAZIMA (1)

ABSTRACT. - Reef fishes may associate with marine turtles and graze on their shells, or clean their head, neck and flippers. On a reef flat at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic, we recorded green turtles *(Chelonia mydas)* grazed, cleaned and followed by reef fishes. The green turtle seeks specific sites on the reef and pose there for the grazers and/or cleaners. Fishes recorded associated to green turtles included omnivorous and herbivorous reef species such as the damselfish *Abudefduf saxatilis* and the surgeonfishes *Acanthurus chirurgus* and *A. coeruleus.* The turtle is followed by the wrasse *Thalassoma noronhanum* only while engaged in foraging bouts on benthic algae. Following behaviour is a previously unrecorded feeding association between turtles and fishes.

RtSUMt. - Des jardins mobiles: des poissons de rdcif broutent, nettoient et suivent les tortues vertes dans FAtlantique occidental.

Des poissons de r6cif peuvent &re associ6s ~ des tortues marines; ils broutent les algues poussant sur leurs carapaces corndes ou nettoient leur t&e, cou et pattes. Sur un platier r6cifal de FArchipel de Femando de Noronha, Atlantique oceidental, des tortues vertes *(Chelonia mydas)* brout~es, nettoy~es et suivies par des poissons de rdcif ont dtd observdes. La tortue verte cherche des sites spdcifiques dans les r6cifs, oii elle se repose pour que les poissons viennent brouter sur leur carapace et/ou les nettoyer. Les poissons associds a la tortue verte sont des esp~ces r~cifales omnivores, comme le poisson demoiselle *Abudefduf saxatilis, ou* herbivores comme les poissons chirurgiens *Acanthurus chirurgus* et *A. coeruleus.* La tortue est suivie par le labre *Thalassonia noronhanum* seulement pendant qu'il se nourrit d'algues benthiques. Uassociation entre tortues et poissons suiveurs est obseryde pour la prerm~re fois dans VAtlantique occidental.

Key words. - Acanthuridae - Pomacentridae - Labridae - C*helonia mydas* - *A*SW - Fish foraging - Symbiosis.

Marine herbivorous fishes may graze upon algal growth on turtles' shell, getting food and thus reducing drag for the turtle (Losey *et al.,* 1994). Three species of surgeonfishes, *Acanthurus nigrifuscus, Ctenochaetus strigosus* and *Zebrasoma flavescens* are reported to graze on the green turtle, *Chelonia mydas,* in Hawaii (Losey *et al.,* 1994). They graze largely on the shell, but occasionally may feed on skin areas, and in both instances the surgeonfishes scrape the algae in their typical feeding pattern of tightly clustered bites (Losey *et al.,* 1994). Herbivorous fishes that graze on turtles' shells and other body areas may consume molting skin from the head and neck, and apparently may remove ectoparasites as well, thus occasionally acting as cleaners (Losey *et al.,* 1994).

Cleaning symbiosis is another kind of feeding association recorded between fishes and turtles (Booth and Peters, 1972; Losey *et al.,* 1994). In this association the cleaners feed on ectoparasites, diseased or injured tissues, and mucus from the body surface of their "clients" (generally other fishes), which in their turn get rid of unwanted material (review in Losey, 1987). Several cleaner species hold clean

ing stations, specific sites on the reef visited by clients seeking for cleaning services (Losey, 1978). Cleaning symbiosis in coral reefs involves fishes and shrimps as cleaners, and fishes as well as reptiles as clients (Feder, 1966; Hobson, 1969; Booth and Peters, 1972). Cleaning association with the turtle *Chelonia mydas is* reported for four reef fish species, the damselfish *Abudefduf sexfasciatus* and the wrasse *Thalassom ılunare* in Australia (Booth and Peters, 1972), as well as the wrasse *Thalassom duperrey* and the puffer *Canthigasterjactator* in Hawaii (Losey *et al.,* 1994). For marine turtles other than *C. mydas,* cleaning association is reported for the hawksbill *Eretmochelys imbricata* and the angelfish *Pomacanthus paru* in the Caribbean (Smith, 1988).

Following behaviour is an unrecorded feeding association between fishes and turtles, although a common habit among several reef fishes (e.g., Hobson, 1968; Diamant and Shpigel, 1985; Strand, 1988). Such feeding association implies in a "nuclear" species which disturbs the substrate during its foraging and thus displaces or uncovers hidden prey, and "follower" species which capitalize on this other

(1) Departamento de Zoologia e Museu de Hist6ria Natural, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual de Campinas, 13083-970 Campinas, S5o Paulo, BRAZIL. [esazima@unicamp.br]

(2) Projeto Tamar-Ibama, Alameda Boldr6 s/no, 53990-000 Fernando de Noronha, Pernambuco, BRAZIL.

(3) Departamento de Zoologia, Caixa Postal 199, Universidade Estadual Paulista, 13506-900 Rio Claro, S5o Paulo, BRAZIL.

Cybium 2004, 28(l): 47-53.

wise unavailable food supply (Hobson, 1968, 1974; Diamant and Shpigel, 1985; Strand, 1988). Several reef fish species have been recorded associated with octopuses, moray eels, rays, and other substrate-disturbin fishes (Karplus, 1978; Ormond, 1980; Diamant and Shpigel, 1985; Strand, 1988).

Herein we report on reef fishes grazing on, and cleaning, the green turtle *(Chelonia mydas)* on a reef flat at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. Additionally, we record a wrasse species following the turtle while the latter is engaged in foraging bouts on benthic algae. Besides general observations on the cleaning association between green turtles and their cleaners and followers, our study addressed the following questions: Does the grazing/cleaning association take place at any site of the reef flat or do the green turtles seek the cleaners at their stations? During inspecting and/or cleaning the turtle, do the cleaners concentrate on any specific body part? How do green turtles behave while being grazed/cleaned? What a planktivorous and cleaning wrasse (Francini-Filho *et al.,* 2000) seeks while following a turtle?

MATERIAL AND METHODS

Our field observations were conducted at a reef flat of the Bafa do Sueste, Fernando de Noronha National Marine Park, Fernando de Noronha Archipelago (03'50'S. 32'15'W). off NE Brazil (see Maida and Ferreira, 1997; Carleto and Olson 1999 for maps and description). The interactions between turtles and fishes were first documented in February 1999 and then sporadically recorded from October 2001 to October 2002.

The study site is within an inlet and is composed by an inner, protected reef flat and shallow area near shore and an outer reef slope leading to deeper parts of the Bafa do Sueste (Fig. 1). The flat and the slope are built by sandy bottom and irregular rocky patches sparsely to thickly covered by brown foliose algae, red coralline algae, and stony corals (Maida *et al.,* 1995; Sanches and Bellini, 1999).

The behavioural events involving reef fishes and green turtles were recorded over 56 days while snorkelling. During the observational sessions of 1-12 min we used 'focal animal' sampling, in which all occurrences of specified actions were recorded (Altmann, 1974). Beside records pencilled on plastic slates, behavioural events were photographed and video-recorded, the tape being on file at the Museu de Hist6ria Natural, Universidade Estadual de Campinas (ZUEC tape # 14) and at the Tamar/Ibam quarters in the National Marine Park of Fernando de Noronha Archipelago.

The analysed video-recorded sequence, with the turtle posing and the fishes inspecting and feeding, lasted for

about 11 min. We considered fishes facing the turtle and positioned less than 15 cm away from its body as inspecting it, and scored a feeding nip only when it was unmistakably recognized as such. For precision sake we used only the video-taped sequence in which feeding nips could be unmistakably counted (about 4 min). Hence, our inspection/feec counts presumably underestimate the number of feeding nips, especially those on the turtle's shell due to its disruptive pattern and the thus sometimes blurred effect.

Due to the protected status of the study site we refrained from sampling, grazer/cleaner individuals for gut contents, as this would imply spear-fishing and use of this gear would raise strong opposition from both the islanders and the tourists. However, we scraped off material from the shell and soft parts of the turtles (N = 2) to gain insight into what may be available as food to the grazers and cleaners. The material sampled from the turtles, collected exclusively from cleaned individuals, was examined and identified under a stercomicroscop(and a microscope. Additionally, we inspected three turtles visually for the presence of larger attached

RESULTS

We recorded green turtles foraging on benthic algal banks at high tide in a relatively large area of the reef flat of the Bafa do Sueste (Fig. 1) at sites 1-2 m deep. Fishes following the foraging turtles were recorded at these feeding grounds only. On the other hand, grazing/cleaning associations were restricted to the deeper (2.54.5 m) parts of the slope (Fig. 1), where we recorded two cleaning stations at the high tide.

A_.

Figure 1. - Green turtle's feeding (F) and cleaning (C) grounds at the Baia do Sueste, Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. Scale bar = 50 m.

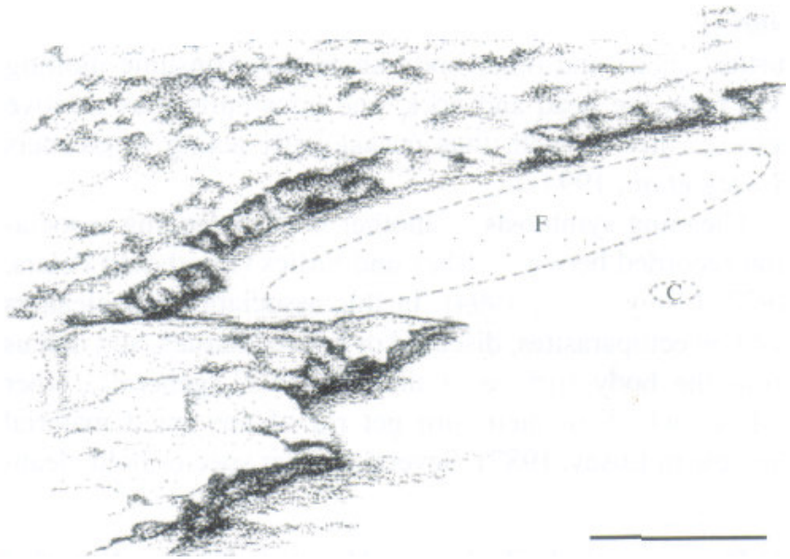


Table 1. - Reef fish species, inspection and feeding nips at body parts *of* the green turtle *(Chelonia mydas),* as scored from 4 min video-recording at the Baia do Sueste, Fernando de Noronha

Archipelago, SW Atlantic.

Fish species	Inspections/feeding nips (n fishes close to the body part)		
	Shell		Head/neck
Pomacentridae			
Abudefduf saxatilis	3/0	16/3	13/13
	(n =1)	(n = 1-2)	(n = 1-2)
Acanthuridae			
Acanthurus	16/6	35/14	10/9
	(n = 1 -8)	(n = 1-6)	(n = 1-3)
Acanthurus	2/0	8/2	1/0
	(n =1)	(n = 1-2)	(n = 1)

The two cleaning stations were held by the ubiquitous damselfish *Abudefduf saxatilis* and the surgeonfishes *Acanthurus chirurgus* and *A. coeruleus.* The cleaning stations were located at calcareous concretions and rocky outcrops where the cleaners (12-25 individuals about 7-12 cm

Reeffishes grazing, cleaning, andjollowing green turtles in SWAtlantic

TL) concentrated and hovered about 0.54.5 m above the station and/or the bottom.

The three above-mentioned reef fish species were recorded inspecting the green turtle's shell, but only the doctorfish (A. *chirurgus)* was actually feeding on this body part (Tab. 1). The grazing behaviour by surgeonfishes on turtles was recorded only at the cleaning stations, simultaneously to inspection and cleaning of its soft parts by other individuals of the same or other species (Tab. 1). The grazing by surgeonfishes on the green turtle's shell followed their usual bite pattern while grazing on bottom algae at the study site (pers. obs.).

Cleaning/grazing on the green turtles' soft parts was recorded for the damselfish and both the two surgeonfish species (Tab. 1). This was preceded by a characteristic inspection usually followed by feeding nips on the turtles' skin surface. Some of the bites were forcible and clearly directed to particular, visible items on the turtle's skin. On occasions the turtle moved its forelimbs to chase away fishes that were feeding in this way. The most inspected and

Figure 2. - A green turtle foraging on benthic algae, followed by four individuals of the wrasse *Thalassoma noronhanum* (close to left side of carapace) on a reef flat at Fernando de Noronha Archipelago, SW Atlantic. Curved carapace length about 54 cm. From a videorecord frame by A. Grossman.



1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12

2004

cleaned body parts were the flippers (Tab. 1). Neck and head areas were also inspected and cleaned, whereas the anal region went untouched by the fishes.

Tufts of small filamentous algae dominated the samples scrapped off the turtles. The brown *Ectocarpus* cf. *breviarticulatus* (Ectocarpaceae) and the red *Herposiphonia secunda* (Rhodomelaceae) were present in similar amount in the soft parts (neck, limbs) samples. Other algae were rare on these samples, including the green *Cladophora sp.* (Cladophoraceae) and the red *Jania* cf. *adhaerens* (Corallinaceae). The brown *E.* cf. *breviarticulatus* dominated the shell samples as well, whereas H. *secunda* was scarce there. In the shell samples we also found a plantula of the brown *Dictyota sp.* (Dictyotaceae). We found no parasites or other epizoic animals in our samples. On the visually inspected turtles, besides the aforementioned algae, we found very few turtle barnacles on the shell (see Bugoni *et al., 2001* for brazilian commensal barnacles of sea turtles).

At the cleaning stations the turtles displayed characteristic soliciting postures (cf. Losey *et al., 1994).* While being grazed and/or cleaned a turtle remained almost motionless with its flippers extended and drooped downward, in a posture more exaggerated than that illustrated by Booth and Peters *(1972).* Its neck was extended and bent downward throughout most of the cleaning session. While engaged in a cleaning association, the turtle hovered above or by the cleaning station, about 0.51.5 m away from the bottom.

We recorded no inspecting by cleaner fishes or cleaning associations while the green turtle was foraging, and recorded no feeding activities by the turtle while it was attended at the cleaning stations. The turtle seemed rather to concentrate on the cleaning, and held its position close to the station using discrete limb movements. We recorded the turtle raising to the surface for breathing, and thereafter actively seeking the same site where it was being cleaned before the surfacing.

At the green turtles' feeding areas (Fig. 1) we recorded another kind of association with reef fishes. While on a foraging bout the turtle selected and picked up benthic algae on the reef flat gnd was occasionally followed by the wrasse *Thalassoma noronhanum.* One to four fish *(6-8* cm TL) were recorded closely following the turtle, and feeding on drifting particles turned loose from the bottom by the turtle's feeding activity. The fish approached the turtle's forebody mostly when the latter picked up the algae stirring the substrate a little (Fig. *2).*

DISCUSSION

Several reef fish species that act as cleaners occupy cleaning stations or areas, either permanent or temporary, mostly located on conspicuous portions of the reefs (Feder,

1966; Losey, *1987;* Sazima *et al., 1999).* The cleaning stations at the Baia do Sueste follow the general pattern found for other reef species that act as cleaners in mid-water aggregation e.g., the labrid *Thalassoma noronhanum* and the chaetodontid *Chaetodon striatus* (Francini-Filho *et al., 2000;* Sazima and Sazima, *2001).* The stations held by the damselfish and surgeonfishes were conspicuous within the relatively bare reef flat environment, which rendered the hovering cleaners easy to find by humans (and presumably by the turtles as well).

Surgeonfishes are regarded as an almost entirely herbivorous group and dependent on algae as their primary food (Randall *1967;* Bohlke and Chaplin, *1968;* Earle, *1972).* The algal-eating acanthurids are able to exploit diverse micro-habitats during their foraging (e.g., Earle, *1972;* Hobson, *1974;* Losey *et al., 1994),* and the three species of *Acanthurus* recorded on the Brazil's coast feeds on algae growing on sand surface, attached to rocks,

and drifting in the water column (Dias *et al.*, 2001). Even if foraging mostly on algae, *Acanthurus bahianus* and *A. chirurgus* may be regarded as omnivores that supplement their herbivorous diet with detritus, benthic micro-fauna, and plankton as well (Randall, *1967;* Duarte and Acero, *1988).* Furthermore, searching for other food sources and/or situations may be a common trait for some *Acanthurus* species (Duarte and Acero, *1988;* Dias *et al., 2001).* Thus, algae attached to the shell of marine turtles represent another grazing opportunity for those species able to notice and exploit this food source. Moreover, besides the algae on the shell the opportunistic acanthurids may take molting skin and perhaps ectoparasites as well, both items found on the turtles' soft parts (Booth and Peters, 1972; Losey *et al.,* 1994). Thus, the feeding association of acanthurids with marine turtles is likely related to their ability to exploit diverse micro-habitats while foraging plus their flexible diets, even if mostly based on algae (Randall, 1967; Duarte and Acero, 1988; Dias *et al.,* 2001; Losey *et al.,* 1994).

Brown and red algae dominated the samples scrapped off the turtles. These two major taxa of marine macro-algae present lower value than green algae as food for fishes, based on their nutrient and energy contents (Montgomery and Gerking, 1980). However, brown and red algae compose the bulk of food in stomach contents of the western Atlantic *Acanthurus* species (Randall, 1967; Duarte and Acero, 1988; Dias *et al.,* 2001), and we submit that these algae are consumed by those individuals grazing on the turtle. Based on their inspection prior to the nips we suppose the grazers visually select the algae they will pick on the turtle's body. Visual selection seems habitual for some algae grazers, including the green turtle (Montgomery and Gerking, 1980; Sazima and Sazima, 1983; Dias *et al.,* 2001).

So far the Atlantic damselfish *Abudefduf saxatilis is*

recorded as an occasional cleaner of reef fishes only (Colin, 1975; Sazima, 1986; Carvalho-Filho 1999). In this study, however, it was recorded cleaning green turtles, picking at algae, molting skin, and perhaps small ectoparasites as well. Similarly, the Pacific *A. troschelii*, besides cleaning reef fishes (Hobson 1968; McCour and Thomson 1984), picks off molting skin of submersed marine iguanas, *Amblyrhynchus cristatus* (Hobson, 1969). The also Pacific *A. sexfasciatus* occasionally plucks algal growth from green turtles positioned in mid-water (Booth and Peters, 1972). Species of *Abudefduf* are omnivorous benthic-feeders which may also forage for plankton in the water column (Hobson, 1968; Randall, 1967; Fishelson, 1970; Carvalho-Filho 1999; Sazima and Sazima 2001). Nevertheless, Hobson (1971) suggests that substrate-picking predators which also feed on drifting plankton have traits well-suited to perform cleaning. Thus, we predict that cleaning by species of *Abudefduf* on turtles will eventually be found in other areas.

Marine turtles bear ectoparasite such as coronulid and platylepadid barnacles (Bugoni *et al.*, 2001), as well as occasional leeches, whereas reef fishes are infested mostly by copepods and isopods (Grutter, 1994, 1999). We suggest that turtle cleaners do not specialise in this kind of symbiosis, as the habitual and more specialized cleaner species feed mostly if not exclusively on ectoparasitic crustaceans of fishes (Feder, 1966; Losey, 1971; Hobson, 1971; Grutter, 1999). Only particular individuals of the wrasse *Thalassoma duperrey*, an opportunistic and versatile forager, are reported to specialise on parasitic turtle barnacles in Hawaii (Losey *et al.*, 1994). Thus, we suggest that in most instances marine turtles are cleaned by reef fishes which are opportunistic feeders, and/or by those which have a broad diet (even if only occasionally, such as the acanthurids) Indeed, records on reef fishes cleaning reptiles are restricted to substrate-pickers, omnivores, and non-obligate cleaner species (Hobson 1969; Booth and Peters, 1972; Smith, 1988; Losey *et al.*, 1994; Moll, 1995).

The behaviour of *Chelonia mydas* we recorded at the cleaning stations is undoubtedly an instance of grazing and cleaning symbiosis between reef fishes and marine reptiles (Losey, 1971; Losey *et al.*, 1994). The turtle did not simply passed by or loitered at the cleaning stations, but concentrated on cleaning activities. Additionally, no foraging was ever recorded at the cleaning stations. As the green turtle feeding grounds at the Baia do Sueste do not overlap with the cleaning area, we surmise that the turtles seek for specific sites on the reef to be grazed and/or cleaned. This assumption is strengthened by our observation on a turtle raising to the surface to breathe during a cleaning interaction, and thereafter returning to the same site to resume the cleaning session. Moreover, at cleaning stations the turtles displayed typical soliciting postures, such as hovering in a motionless posture and relaxing the flippers/neck to an

extended downward position (see Booth and Peters, 1972; Smith, 1988; Losey *et al.*, 1994 for illustration and description). Additionally, the turtles' forelimb movements to repel an occasional "hasty" cleaner probably are an aversive response to a plausibly painful stimulus due to the removal of a parasite embedded in the skin and/or a sensitive (wounded?) skin portion. These aversive responses are reminiscent of the jerking or shuddering movements performed by fish and turtle clients after an aching bite from their cleaners (Losey, 1971; Losey *et al.*, 1994; Sazima *et al.*, 1999).

Several species of follower fishes are recorded associated with animals as diverse as octopuses, moray eels, rays and other fishes disturbing the substrate during their feeding activity (Karplus 1978; Ormond 1980; Diamant and Shpigel, 1985; Strand, 1988). Fish followers are previously unrecorded associated with marine turtles, even though these reptiles are common in the reef environment, particularly during their foraging (e.g., Sazima and Sazima, 1983; Sanches and Bellini, 1999). *Chelonia mydas* grazes primarily on benthic algae and ingests apical portions of larger algae, whereas the smaller ones may be torn away entirely (Sazirna and Sazima,

1983). Thus, the feeding behaviour of the green turtle disturbs the substrate, raising drifting particles and uncovering small crustaceans associated to the algae and has the potential to attract fishes which feed on these food types, as is the case of the wrasse *Thalassoma noronhanum* recorded herein. The Noronha wrasse is reported as a benthic invertebrates-picker, plankton-eater, and a cleaner holding mid-water cleaning stations (FranciniFilho *et al., 2000;* Rocha *et al., 2001).* However, we noticed that this wrasse is a very versatile forager, that besides picking off plankters and small benthic organisms, acts as follower and part-time cleaner of parrotfishes, grunts and other substrate-disturbing fishes, and often feeds on their faeces (coprophagy, see Sazima *et al., 2003).* It likely perceives diverse foraging situations and use several kinds of food supplies, acting as a sort of "jack-of-all-trades' forager (see Losey *et al., 1994* for comments on T. *duperrey).* Being a cleaner, T. *noronhanum* may perhaps clean the green turtle along with its following behaviour, making shifts between these two roles, a suggestion that remains to be verified. At our study site we recorded such shifts in cleaning and following roles for this wrasse when associated with larger fishes like species of the parrotfish *Sparisoma* and the grunt *Haemulon parra.*

Grazing and substratc-disturbing marine vertebrates other than turtles most probably attract fish followers as well. While foraging on algae, marine iguanas *(Amblyrhynchus cristatus)* are likely candidates to play a nuclear role for opportunistic micro-carnivores as well as planktivores and foragers on particulate matter such as labrids (Hobson *1991).* Marine grazing mammals such as

dugongs *(Dugong dugong)* and manatees *(Trichechus manatus)* would play a similar nuclear role for fish followers over the sea grass flats and algae beds they forage on.

Taken together, data from the literature and our observations indicate that feeding associations between reef fishes and marine turtles (and other marine vertebrates as well) may be widespread, albeit little studied. Even if widespread the possibility remains that these are events very localisei in space and/or time, or that this is an uncommon behaviour restricted to a few communities and/or populations of reef fishes, which would explain the scarcity of reports about this kind of marine symbiosis (see these views in Losey *et al.,* 1994; Sazima *et al., 2003).*

Acknowledgements. - We thank the Projeto Tamar and the Centro Golfinho Rotador (through L.M. SilvaJr.) for logistical support at Fernando de Noronha Archipelago; J.P. Krajewski and R.M. Bonaldo for help with field work; M. Sazima for help with algae identification; A.S. Abe and J. Zuanon for suggestions on the manuscript; the Ibania for permission to study reef fishes at the Marine National Park of Fernando de Noronha; the CNPq, FAEPUnicamp, FAPESP and Fundação Pró-Tamar for essential financial support (Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA comanaged by the FundagAo Pr6-TAMAR, and officially sponsored by Petrobras).

REFERENCES

ALTMANN J., 1974. - Observational study of behavior: Sampling methods. *Behaviour,* 49: 227-265.

BOHLKE YE. & C.C.G. CHAPLIN 1968. - Fishes of the Bahamas and adjacent tropical Waters. 700 p. Wynnewood: Livingston Publ.

BOOTH J. & LA. PETERS, 1972. - Behavioural studies on the green turtle *(Chelonia mydas)* in the sea. *Anim. Behav.,* 20: 808-812.

BUGONI L., KRAUSE L., ALMEIDA A.O. & A.A.P BUENO 2001. Commensal barnacles of sea turtles in Brazil. *Mar. Turtle Newsl.,* 94: 7-9.

CARLETON M.D. & S.L. OLSON, 1999. - Amerigo Vespucci and the rat of Fernando de Noronha: a new genus and species of Rodentia (Muridae: Sigmodontinae) from a volcanic island off Brazil's continental shelf. *Am. Mus. Novit.,* 3256: 1-59.

CARVALHO-FILHO A., 1999. - Peixes: Costa brasileira. 2nd Edit. 304 p. São Paulo: Melro.

COLIN R, 1975. - The Neon Gobies 304 p. Neptune City: T.F.H. Publications.

DIAS T.L.P. ROSA I.L. & B.M. FEITOZA 2001. - Food resource and habitat sharing by the three Western South Atlantic surgeonfishes (Teleostei: Acanthuridae: *Acanthurus)* off Paralba coast, North-Eastern Brazil. *Aqua. J. Ichthyol. Aq. Biol.,* 5: 1-10.

DIAMANT A. & M. SHPIGEL, 1985. - Interspecific feeding association of groupers (Teleostei: Serranidae) with octopuses and moray eels in the Gulf of Eilat (Aqaba). *Environ. Biol. Fish.,* 13: 153-159.

DUARTE C.S.A. & A.P. ACERO, 1988. - Hdbitos alimentarios de los peces del g~ncro *Acanthurus* (Perciformes: Acanthuridae en la regi6n de Santa Marta (Caribe colombiano). *Rev. Biol. Trop.,* 36: 399-405.

EARLE S.A., 1972. - The influence of herbivores on the marine plants of great Lameshur Bay, with annotated list of plants. *Bull. Nat. Hist. Mus. Los Angeles County,* 14: 17-44.

FEDER H.M., 1966. - Cleaning symbiosis in the marine environment. *In:* Symbiosis (Henry S.M., ed.), pp. 327-380. New York: Academic Press.

FISHELSON L., 1970. - Behaviour and ecology of a population of *Abudefduf saxatilis* (Pomacentridae. Teleostei) at Eilat (Red Sea). *Anim. Behav.,* 189: 225-237.

Cleaning by the wrasse *Thalassoma noronhanum,* with two records of predation by its grouper client *Cephalopholis fulva J. Fish Biol.,* 56: 802-809.

GRUTTER A.S., 1994. - Spatial and temporal variations of the ectoparasites of seven reef fish species from Lizard Island and Heron Island, Australia. *Mar. Ecol. Prog. Ser.,* 115: 21-30.

GRUTTER A.S., 1999. - Cleaner fish really do clean. *Nature,* 398: 672-673.

HOBSON E.S., 1968. - Predatory behavior of some shore fishes in the Gulf of California. U.S. *Fish Wildl. Serv. Res. Rep.,* 73:

1-92.

HOBSON E.S., 1969. - Remarks on aquatic habits of the Galapagos marine iguana, including submergence times, cleaning symbiosis, and the shark threat. *Copeia,* 1969: 401402.

HOBSON E.S., 1971. - Cleaning symbiosis among California inshore fishes. *Fish. Bull.,* 69(3): 491-523.

HOBSON E.S., 1974. - Feeding relationships of teleostean fishes on coral reefs in Kona, Hawaii. *Fish. Bull.,* 72: 915-1031.

HOBSON E.S., 1991. - Trophic relationships of fishes specialized to feed on zooplankters above coral reefs. *In:* The Ecology of Fishes on Coral Reefs (Sale RE, ed.), pp. 69-95. London: Academic Press.

KARPLUS I., 1978. - A feeding association between the grouper *Epinephelus fasciatus* and the moray eel *Gymnothorax gnseus. Copeia,* 1978:164.

LOSEY G.S., 197 1. - Communication between fishes in cleaning symbiosis. *In:* Aspects of the Biology of Symbiosis (Cheng

T.C., ed.), pp. 45-76. Baltimore: Univ. Park Press.

LOSEY G.S., 1978. - The symbiotic behavior of fishes. *In:* The Behaviour of Fish and other aquatic Animals (Mostofsky D.I., ed.), pp. 1-3 1. New York: Academic Press.

LOSEY G.S., 1987. - Cleaning symbiosis. *Symbiosis,* 4: 229-258.

LOSEY G.S., BALAZS G.H. & L.A. PRIVITERA, 1994. Cleaning symbiosis between the wrasse *Thalassoma duperrey* and the green turtle *Chelonia mydas. Copeia,* 1994: 684-690.

MAIDA M. & BY. FERREIRA. 1997. - Coral reefs of Brazil: An overview. *In:* Proc. 8th Int. Coral Reef Symp., 1: 263-274.

MAIDA M., FERREIRA BY. & C. BELLINI, 1995. - AvaliaQAo preliminar do recife da Baia do Sueste, Fernando de Noronha, corn ~nfase nos corais escleractineos. *Bol. Tic. Cient. CEPENE,* 3: 37-47.

McCOURT R.M. & D.A. THOMSON 1984. - Cleaning behavior of the juvenile panamic sergeant major, *Abudefduf troschelii* (Gill), with a r6sumd of cleaning associations in the Gulf of California and adjacent waters. *Calif. Fish Game,* 70: 234-239.

MOLL D., 1995. - Cleaning symbiosis behavior between a captive Kemp's ridley and porkfish. *Mar. Turtle Newsl.,* 68: 2.

MONTGOMERY W.L. & S.D. GERKING 1980. - Marine macroalgae as foods for fishes: an evaluation of potential food quality. *Envir. Biol. Fish., 5:* 143-153.

ORMOND R.F.G., 1980. - Aggressive mimicry and other interspecific feeding associations among Red Sea coral reef predators. J. Zool., *Lond.,* 191: 247-262.

RANDALL LE, 1967. - Food habits of reef fishes of the West Indies. *Stud. Trop. Ocean.,* 5: 665-847.

ROCHA L.A., GUIMARAES R2.P. & J.L. GASPARINI, 2001. - Redescription of the Brazilian wrasse *Thalassoma noronhanum* (Boulenger, 1890) (Teleostei: Labridae). *Aqua. J. Ichthyol. Aq. Biol.,* 4: 105-108.

SANCHES T.M. & C. BELLINI, 1999. - Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. *Chel. Cons. Biol.,* 3: 308-311.

SAZIMA I_ 1986. - Similarities in feeding behaviour between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. *J. Fish Biol.,* 29: 53-65.

SAZIMA 1. & M. SAZIMA, 1983. - Aspectos de comportamento alimentar c dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas,* no litoral norte paulista. *Bolm. Inst. Oceanogr. S. Paulo,* 32: 199-203.

SAZIMA L, MOURA R.L.M. & C. SAZIMA, 1999. - Cleaning activity of juvenile angelfish, *Pomacanthus paru,* on the reefs of the Abrolhos Archipelago, western South Atlantic. *Environ. Biol. Fish.,* 56: 399-407.

SAZIMA C. & 1. SAZIMA, 2001. - Plankton-feeding aggregation and occasional cleaning by adult butterflyfisl , *Chaetodo ıstriatus* (Chaetodontidae), in western Atlantic. *Cybium,* 25: 145-151.

SAZIMA I., SAZIMA C. & LM. SILVA-Jr., 2003. - The cetacean offal connection: feces and vomits of spinner dolphins as a food source for reef fishes. *Bull. Mar. Sci.,* 72: 151-160.

SMITH S.H., 1988. - Cleaning of the hawksbil turtle *(Eretmochely. imbricata* by adult French angelfish *(Pomacanthus paru). Herp. Rev.,* 19: 55.

STRAND S., 1988. - Following behavior: interspecific foraging associations among Gulf of California reef fishes. *Copeia,* 1988: 351-357.

Reeu le 19 mai 2003. Accept,~ pour publication le 09 septembre 2003.

HAWKSBILL TURTLES VISIT MOUSTACHED BARBERS: CLEANING SYMBIOSIS BETWEEN *ERETMOCHELYS IMBRICATA* AND THE SHRIMP *STENOPUS HISPIDUS*

Ivan Sazima[1], Alice Grossman[2], Cristina Sazima[1,3]*

Biota Neotropica v4(n1) – http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?short-communication+BN01504012004

Date Received 01/21/2004
Revised 02/22/2004
Accepted 03/12/2004

1- Departamento de Zoologia e Museu de História Natural, Caixa Postal 6109, Universidade Estadual de Campinas, 13083-970 Campinas, São Paulo, Brazil (http://www.unicamp.br)
*Corresponding author. Tel: + 55-19-3788 7292; fax: +55-19-3289 3124; e-mail: isazima@unicamp.br
2 - Projeto Tamar/Ibama, Alameda Boldró s/no, 53990-000 Fernando de Noronha, Pernambuco, Brazil
3 - Departamento de Zoologia, Caixa Postal 199, Universidade Estadual Paulista, 13506-900 Rio Claro, São Paulo, Brazil

Abstract

At the oceanic island of Fernando de Noronha, off northeast Brazil, we recorded the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) visiting cleaning stations tended by the barber pole shrimp (*Stenopus hispidus*). This seems to be the first record of cleaning symbiosis between marine turtles and shrimps. During their foraging on the reef flat, the turtles regularly visited and posed at the stations. The same stations were visited by a few species of reef fishes, which posed and were cleaned by the shrimps. We suggest that cleaning symbiosis between turtles and shrimps is widespread and went unrecognised due to the superficial resemblance between a resting turtle and a posing and cleaned one. Additionally, we submit a putative origin for the cleaning symbiosis between marine turtles and cleaner shrimps following a few simple behavioural steps.

Key words: *Marine turtle-cleaner shrimp association, cleaning symbiosis, origin of turtle-shrimp association, reef environment, Equatorial West Atlantic*

Resumo

Nas ilhas oceânicas de Fernando de Noronha, ao largo da costa Nordeste do Brasil, registramos tartarugas-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) visitando estações de limpeza mantidas pelo camarão-palhaço (*Stenopus hispidus*). Este parece ser o primeiro registro de simbiose de limpeza entre tartarugas marinhas e camarões. Durante o seu forrageamento na planície recifal, as tartarugas visitavam e posavam nas estações regularmente. As mesmas estações eram visitadas por algumas espécies de peixes recifais, que aí posavam e eram limpas pelos camarões. Sugerimos aqui que a simbiose de limpeza entre tartarugas marinhas e camarões seja comum e difundida, porém passa despercebida devido à semelhança superficial entre uma tartaruga que esteja descansando e aquela posando e sendo limpa. Além disso, apresentamos uma origem putativa para a simbiose de limpeza entre tartarugas marinhas e camarões-limpadores, que segue etapas comportamentais relativamente simples.

Palavras-chave:*Associação entre tartarugas marinhas e camarões-limpadores, Simbiose de limpeza, origem da associação tartaruga-camarão, ambiente recifal, Atlântico Equatorial Ocidental*

1. Introduction

Cleaning symbiosis between two species of marine turtles and several species of reef fishes has been recorded both from the Pacific and the Atlantic (Booth & Peters, 1972; Smith, 1988; Losey et al., 1994). In this kind of interaction, the cleaner fishes obtain food, and the turtles get rid of the organisms' growth on their shells and/or soft body parts (Smith, 1988; Losey et al., 1994). Cleaning interaction with reef fishes was only recently recorded for the green turtle (*Chelonia mydas*) at the oceanic islands of Fernando de Noronha Archipelago, Equatorial West Atlantic (Sazima et al.,2004).

To the best of our knowledge, however, no records of this type of interaction have been recorded between sea turtles and cleaner shrimps. This invertebrate cleaner type is known to interact with several reef fish species in the Mediterranean, the Atlantic, and the Pacific (reviews in Limbaugh et al., 1961; Criales & Corredor, 1977; Van Tassel et al, 1994; Côté, 2000). We report here on cleaning symbiosis between the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) and the barber pole shrimp (*Stenopus hispidus*) at the Fernando de Noronha Archipelago, off North-eastern Brazil.

2. Material and Methods

The hawksbill turtle-cleaner shrimp symbiosis was recorded at the Fernando de Noronha Archipelago (03°50'S, 32°25'W), about 345 km off NE Brazil (see Maida & Ferreira, 1997 for map and description). Field study was conducted in November and December 2003 at the Baía do Sueste, on a reef flat composed of sandy bottom interspersed with rocky ledges sparsely to thickly covered by brown foliose algae, red coralline algae and stony corals (see description and illustrations in Maida et al., 1995, 1997; Sanches & Bellini, 1999). Depth at the observation site ranged up to 4 m at high tide, and 1.5-2.5 m at ebb tide.

Hawksbills' foraging and their cleaning by the barber pole shrimps were recorded in seven non-consecutive days while snorkelling (40-90 min each day). During observational sessions of 10-30 min (total observation time 185 min) we used focal animal samplings, in which all occurrences of specified actions were recorded (Altmann, 1974; Lehner, 1979). We focused on the postures assumed by the turtle while being cleaned, in order to infer to what body parts the shrimps were possibly nibbling at. Since barber pole shrimps attend their clients from within the recesses of coves or crevices (Limbaugh et al., 1961; Criales & Corredor, 1977; Humann, 1996), their cleaning behaviour is more difficult to observe than that of cleaner fishes. In all our observations, the turtle's body was partly wedged under rocky ledges on which the stations were located and thus prevented a clear view of the cleaner shrimps. Therefore, most of the cleaners' behaviour was inferred from the turtles' behaviour at the station and the more visible movements the shrimps did at their station while cleaning smaller clients such as reef fishes (Limbaugh et al., 1961 comment on similar hindrances for observing shrimps' cleaning behaviour).

3. Results

We found two barber pole shrimp cleaning stations being visited by hawksbill turtles on the reef flat. One of them was tended by an adult shrimp couple (Fig. 1), whereas the other was occupied by a single, supposedly juvenile shrimp. The two stations were on rocky outcrops densely covered by green algae, and adjacent to a sandy patch. The adult shrimps measured about 5 cm in body length and remained within large crevices under ledges, usually on the ceiling near the entrance (Fig. 2) from where they waved their long white antennae. The juvenile shrimp measured about 3 cm.

Hawksbill turtles spent 3-4 hours foraging and fed on mixed algal turf, an activity interspersed with periods of resting on the bottom or short breathing bouts on the water surface. Along their activity on the reef flat the turtles regularly sought the shrimps' cleaning stations.

The description below is a composite of the two most complete observations, and is representative of all our records of turtles (n= 7) on the two cleaning stations. In one of these records the turtle was already posing at the station and left on the observer's approach. The other record included approaching, posing, and leaving, but the view of the turtle's behaviour was somewhat hindered by the observer's position from behind the station.

After foraging for a while, the hawksbill turtle swam directly towards the cleaning station, landed in front of it and adjusted its position to accommodate the left or right portion of its hind-body and limbs under the rocky ledge. Its posture while at the station was very characteristic: its hind limbs were sprawled and the forelimbs were stretched holding its fore body and head elevated. The turtle held this posture for 50-60 sec after which it moved away. While at the shrimp station the turtle remained watchful and prone to flee at an observer's close approach.

Judging from the turtles' posture and their positioning under the ledge, they made available both the limbs (soft parts) and the carapace and plastron (hard parts) to the cleaner shrimps. From what we observed of the shrimps' behaviour while cleaning fishes and the use they make of their delicate, smaller chelae (claws), we presume that they nibbled at the turtles' soft parts, most probably the skin folds and the spaces between the limbs scales (see Discussion).



Fig. 1. *A cleaning station of the barber pole shrimp (Stenopus hispidus) under a rocky ledge on a reef flat at the Baía do Sueste, Fernando de Noronha Island, off NE Brazil. Two grunt clients (Haemulon parra) are lingering near the station.*



Fig. 2. *A couple of barber pole shrimps (Stenopus hispidus) at the cleaning station, the individual in the centre showing off the white long antennae and strong claws. The head of a moray (Gymnothorax miliaris) is visible in the left lower corner.*

We recorded three turtle individuals at the two cleaning stations. The largest individual measured 63.5 cm CCL and was recorded twice at the station tended by the shrimp couple. The second one measured 61.5 cm CCL and was recorded four times at the same station. Both turtles are five-years residents at the study site, the first with 15 records and the second with 23 ones over the period (AG, pers. obs.). The smallest hawksbill measured about 40 cm CCL and was recorded only once at the juvenile shrimp cleaning station. We have no previous record of this individual.

After leaving a cleaning station all turtles followed the same path and were found foraging on the reef flat not far from the two cleaning stations. Additional hawksbills were found on the same feeding grounds, and possibly visited the shrimp stations as well.

Three species of reef fishes regularly visited the same stations used by the turtles and were cleaned by the barber pole shrimps: the surgeonfish *Acanthurus chirurgus*, the grunt *Haemulon parra*, and the parrotfish *Sparisoma axillare*.

4. Discussion

All hawksbill individuals recorded foraging on the reef flat and posing at the barber pole shrimp cleaning station were juveniles (see Witzell, 1983 for size of adults), although adult males were recorded at the reef flat occasionally (AG, pers. obs.). These findings agree with an 11-years study on occurrence of hawksbills and green turtles at the Fernando de Noronha Archipelago (Sanches & Bellini, 1999).

The posture assumed by the hawksbill turtle while on a cleaner shrimp station differed from the pose the green turtle assumes while being cleaned by small reef fishes (see Booth & Peters, 1972; Losey et al., 1994 for illustration and description), as the hawksbill rested on the bottom with its fore limbs stretched, the head and fore body elevated.

The narrow spaces between skin folds and limbs scales probably are unavailable to a medium-sized or even a small cleaner fish (Sazima et al., 2004), as its mouth is larger and thus more 'clumsy' than the delicate lesser claws of a cleaner shrimp. We think this may be one cause for hawksbills seeking cleaning stations tended by barber pole shrimps and manoeuvring as that these body parts became available to the cleaners.

Three cleaner shrimp species are recorded cleaning reef fishes at the Fernando de Noronha Archipelago (Francini-Filho et al., 1999). The barber pole shrimp stands among the largest tropical West Atlantic cleaner shrimps (Limbaugh et al., 1961; Criales & Corredor, 1977; Humann, 1992) and thus its claws are larger than those of the other shrimps. We think that another cause for hawksbills seeking this shrimp is its large size (and thus its relative visibility), besides its large claws probably being able to deliver tactile stimuli perceptible even for the though hide of marine turtles (see Losey, 1993 for proximate causes of cleaning symbiosis).

To date the instances of cleaning symbiosis between marine turtles and cleaning fishes recorded at the Fernando de Noronha Archipelago involve fish species relatively unspecialised as cleaners (Sazima et al., 2004; pers. obs.). This indicates that marine turtles likely are unimportant clients for the relatively specialised fish cleaners such as the french angelfish *Pomacanthus paru* (Sazima et al., 1999) or the Noronha wrasse *Thalassoma noronhanum* (Francini-Filho et al., 2000). Indeed, cleaning stations tended by juvenile angelfish and wrasses were found close to the shrimp stations, but not a single cleaning interaction was recorded between turtles and these fish cleaners. This view remains to be tested as more data accumulate on cleaning symbiosis between marine turtles and reef fishes in the Southwest Atlantic (see below).

Although cleaning symbiosis between marine turtles and reef fishes or shrimps have been recorded only recently in the Southwest Atlantic (Sazima et al., 2004; pers. obs.), we believe that this is a widespread relationship that possibly went unrecognised as such by marine biologists. A turtle posing for a small cleaner near a rocky outcrop or under a ledge may well be regarded as a resting one (Fig. 3), as both the shelter and the turtle's postures in both situations are somewhat similar. Hawksbills commonly rest on the bottom and occasionally under ledges and in crevices both during the day and at night (per. obs.). However, a turtle being serviced at a cleaning station stretches its forelimbs and elevates its head and fore body. Thus, an attentive look may reveal that the turtle actually holds one of the characteristic postures assumed during cleaning interactions (Booth & Peters, 1972; Losey et al., 1994; Sazima et al., 2004 ; this study), and a brief inspection under the ledge or near the outcrop will likely disclose a cleaner shrimp and/or fish working on the turtle.

The putative origin of cleaning symbiosis between hawksbill turtles and cleaner shrimps may follow simple behavioural steps: (**1**) in the reef habitat hawksbills usually remain or rest near rocky ledges, sometimes in a crevice or under a ledge (Fig. 3; see also Meylan & Donnelly, 1999); (**2**) some of these rocks and ledges harbour stations tended by cleaning shrimps; (**3**) the shrimps treat the turtles as additional clients notwithstanding their differences in appearance and size when compared with fishes; (**4**) the turtles get rid of shed skin and epibionts, and receive tactile stimuli as well, both factors advantageous and/or pleasant for the turtles (Losey et al., 1994); (**5**) foraging turtles learn to seek the cleaning stations, and to pose for the shrimps to obtain the mentioned advantages. This scenario seems supported

2004
1 2 3 4
5 6

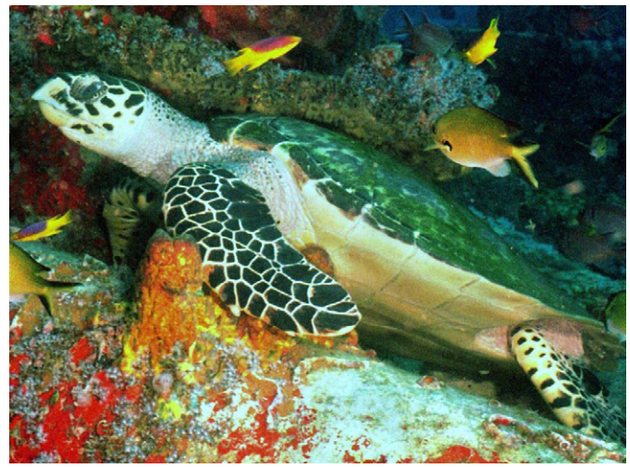


Fig. 3. *A hawksbill turtle (Eretmochelys imbricata) characteristically positioned under a rocky ledge, a behaviour that may either indicate a resting episode or a cleaning interaction with shrimps.*

both by studies on cleaning symbiosis between fishes, and between fishes and marine turtles (e.g., Losey, 1979; Losey et al., 1994; Côté 2000; Sazima et al.,2004), being reminiscent of the presumptive origin of cleaning between reef sharks and cleaner gobies presented by Sazima and Moura (2000). The barber pole cleaner shrimp seems active mostly at night (Criales & Corredor, 1977), and hawksbill turtles tend to wedge themselves in crevices and under ledges during night resting (AG and IS, pers. obs.), two additional events that lend further support to the above postulated origin.

5. Acknowledgements.

We thank the Projeto Tamar/Ibama, the Centro Golfinho Rotador (through J.M. Silva-Jr.), and the Ibama (through M.A. Silva) for logistical support; the Projeto Tamar/Ibama for permission to use figure 3; the Ibama for permission to study reef fishes at the National Marine Park of Fernando de Noronha; the CNPq, FAPESP and Fundação Pró-Tamar for essential financial support. We dedicate this paper to Thaisi M. Sanches (in memoriam) and Cláudio Bellini for their pioneering studies on marine turtles at the Fernando de Noronha Archipelago, and thus taking the first steps for creating the National Marine Park of Fernando de Noronha.

6. References

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. Behavior 49: 227-265.

BOOTH, J. & PETERS, J. A. 1972. Behavioural studies on the green turtle (*Chelonia mydas*) in the sea. Anim. Behav. 20: 808-812.

CÔTÉ, I. M. 2000. Evolution and ecology of cleaning symbioses in the sea. In: Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 38 (R. N. Gibson & M. Barnes, eds.). Taylor and Francis, London, p. 311-355.

CRIALES, M. M. & CORREDOR, L. 1977. Aspectos etologicos y ecologicos de camarones limpiadores de peces (Natantia: Palaemonidae, Hyppolytidae, Stenopodidae). An. Inst. Inv. Mar. - Punta Betín 9: 141-156.

FRANCINI-FILHO, R. B. MOURA, R. L. & SAZIMA, I. 1999. Simbiose de limpeza envolvendo peixes e camarões no Arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco. Resumos XIII Encontro Brasileiro de Ictiologia, São Carlos: 137

FRANCINI-FILHO, R. B. MOURA, R. L. & SAZIMA, I.. 2000. Cleaning by the wrasse *Thalassoma noronhanum*, with two records of predation by its grouper client *Cephalopholis fulva*. J. Fish Biol., 56: 802-809.

HUMANN, P. 1996. Reef creature identification: Florida, Caribbean, Bahamas. New World Publications, Jacksonville.

2004
1 2 3 4
5 6

LEHNER, P.N. 1979. Handbook of ethological methods. Garland STPM Press, New York.

LIMBAUGH, C., PEDERSON, H., CHACE-Jr., F. A. 1961. Shrimps that clean fishes. Bull. Mar. Sci. Gulf & Carib. 11: 237-257.

LOSEY, G. S. 1979. Fish cleaning symbiosis: proximate causes of host behaviour. Anim. Behav. 27: 669-685.

LOSEY, G. S. 1993. Knowledge of proximate causes aids our understanding of function and evolutionary history. Mar. Behav. Physiol. 23: 175-186.

LOSEY, G. S., BALAZS, G. H. & PRIVITERA, L. A. 1994. Cleaning symbiosis between the wrasse *Thalassoma duperrey*, and the green turtle *Chelonia mydas*. Copeia 1994: 684-690.

MAIDA, M. & FERREIRA, B.P. 1997. Coral reefs of Brazil: an overview. Proc. Int. Coral Reef Symp. 8: 263-274.

MAIDA, M., FERREIRA, B.P. & BELLINI, C. 1995. Avaliação preliminar do recife da Baía do Sueste, Fernando de Noronha, com ênfase nos corais escleractíneos. Bol. Téc. Cient. CEPENE 3: 37-47.

MEYLAN, A. B. & DONNELLY, M. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as critically endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. Chelon. Conserv. Biol. 3: 200-224.

SANCHES, T. M. & BELLINI, C. 1999. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. Chelon. Conserv. Biol. 3: 308-311.

SAZIMA, C. GROSSMAN, A. & SAZIMA, I. 2004. The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles. Cybium

SAZIMA, I. & MOURA, R. L. 2000. Shark (*Carcharhinus perezi*), cleaned by the goby (*Elacatinus randalli*), at Fernando de Noronha Archipelago, western South Atlantic. Copeia 2000: 297-299.

SAZIMA, I., MOURA, R. L., SAZIMA, C. 1999. Cleaning activity of juvenile angelfish, *Pomacanthus paru*, on the reefs of the Abrolhos Archipelago, Western South Atlantic. Env. Biol. Fish. 56: 399-407.

SMITH, S. H. 1988. Cleaning of the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) by adult french angelfish (*Pomacanthus paru*). Herp. Review 19: 55.

VAN TASSEL, J. L., BRITO, A. & BORTONE, S. A. 1994. Cleaning behavior among marine fishes and invertebrates in the Canary Islands. Cybium 18: 117-127.

WITZELL, W. N. 1983. Synopsis of the biological data on the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fish. Syn. 137: 1-78.

Title: Hawksbill turtles visit moustached barbers: cleaning symbiosis between ***Eretmochelys imbricata*** and the shrimp ***Stenopus hispidus***

Authors: Ivan Sazima, Alice Grossman, Cristina Sazima

Biota Neotropica, Vol. 4(number 1): 2004
http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?short-communication+BN01504012004

Date Received 01/21/2004-Revised 02/22/2004
Accepted 03/12/2004

ISSN 1676-0611

REABILITAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS REALIZADAS PELO PROJETO TAMAR-IBAMA NO BRASIL

Cecília Baptistotte[1], Max Rondon Werneck[2]

1 Projeto Tamar-IBAMA - Av. Paulino Muller 1.111 – Jucutuquara - Vitória-ES E-mail: cecília@tamar.org.br

2 Fundação Pró-TAMAR – Rua Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP

CEP: 11.680-000 - E-mail: tamaruba@tamar.org.br

O Projeto TAMAR-IBAMA, programa brasileiro de conservação e pesquisa das tartarugas marinhas, foi implantado em 1980. Atualmente, mantém 20 Bases de campo em 8 estados brasileiros, monitorando e protegendo áreas de ocorrências das 5 espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no litoral e ilhas oceânicas do Brasil: *Chelonia mydas; Caretta caretta; Eretmochelys imbricata; Lepidochelys olivacea e Dermochelys coriacea*.

As atividades desenvolvidas concentram-se no monitoramento das áreas de alimentação e desova, assim como das capturas incidentais pela pesca e encalhes, utilizando como estratégias pesquisa científica, educação ambiental e ação social.

Como resultado das artes de pesca utilizadas no litoral brasileiro, a maioria dos registros de encalhes correspondem a tartarugas mortas. Por essa razão, a reabilitação de tartarugas marinhas é uma atividade recente, não sendo até então uma linha de ação prioritária no conjunto de atividades desenvolvidas pelo TAMAR.

Atualmente em várias bases do TAMAR atividades de reabilitação são desenvolvidas, através de protocolos de parceria com Universidades ou Laboratórios particulares, onde os exames importantes para auxílio de diagnósticos tais como: Raios X, Endoscopia, Hematologia e Bioquímica sanguínea são realizados. Entretanto é na Base de Ubatuba, litoral do Estado de São Paulo, que registra-se a maior freqüência de captura de tartarugas vivas, em função das artes de pesca utilizadas na região, o que justificou a implantação de um Centro de Reabilitação. .

Ao longo de todo litoral brasileiro a espécie de maior ocorrência na reabilitação são juvenis de tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*). A enfermidade predominante é a Fibropapilomatose com uma prevalência média nacional em torno de 12%, chegando a 40%. Os traumas causados por amputações de membros por artefatos de pesca ou predação, fraturas por colisões com embarcações, lesões por encalhe em pedras e lesões por ferrões de arraias são frequentes. Somados ao registro de presença de plásticos causando obstruções intestinais ou eliminado nas fezes em uma parte desses animais.

Apesar da necessidade de priorizar esforços no combate a captura incidental, as ações de reabilitação são importantes na obtenção de informações sobre proporção sexual, enfermidades, ecologia alimentar e vários outros temas que servem de base para decisões das estratégias de conservação das tartarugas marinhas.

CARAVANA TAMAR - EDUCAÇÃO AMBIENTAL E DIVULGAÇÃO ITINERANTES NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Lima, E. P. (1); Wanderlinde, J. (2); Ançã, B. D. M. (2); Masi, B. P. (2); Almeida, D. T. (2); Carneiro, K. C. (2); Assumpção, J. (2); Lima, W. C. S. (2)
1. Projeto Tamar-IBAMA Caixa Postal:114.262 Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, 28.010-972; 2. Fundação Pró-Tamar. Caixa Postal: 114.262 Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, 28.010-972.
e-mail: baciacampos@tamar.org.br

Desde 1982, o Projeto Tamar/Ibama desenvolve atividades de Educação Ambiental em comunidades costeiras próximas às áreas de reprodução e alimentação das tartarugas marinhas. Os primeiros trabalhos na região Norte Fluminense foram iniciados em outubro de 1992, criando-se assim a base Bacia de Campos que está instalada na praia do Farol de São Tomé, município de Campos dos Goytacazes. Até outubro de 2001, os trabalhos foram realizados sazonalmente, em apenas alguns períodos dentro das temporadas reprodutivas. Atualmente a base está responsável pela proteção de cerca de 900 desovas por ano em 120 km do litoral. A educação ambiental tem sido primordial para o sucesso do Projeto. Os instrumentos para a realização dos trabalhos nas comunidades envolvem desde a conversa informal, fixação de cartazes, placas educativas, distribuição de panfletos, palestras, sessões de filmes e cursos profissionalizantes, entre outros. Com objetivo de ampliar o alcance geográfico das ações de educação ambiental e divulgação do Projeto, foi criada em junho de 2003 a Caravana Tamar. Esta é uma exposição itinerante composta de um veículo Kombi, réplicas das 5 espécies de tartarugas marinhas em tamanho original, painéis explicativos, um stand de vendas que funciona esporadicamente, além da exibição de vídeos com a temática tartaruga marinha e palestras com a presença de um biólogo. O presente trabalho tem como objetivo descrever os resultados obtidos durante o primeiro ano de sua existência. Até a data de 19 de junho de 2004, a Caravana Tamar esteve em 44 lugares, atingindo um público de cerca de 46.650 pessoas. O sucesso e a versatilidade da Caravana Tamar tem sido comprovado pela procura das instituições de ensino interessadas na sua visita, pela diversidade de locais e eventos em que ela esteve presente e pela maneira como vem sendo utilizada.

Projeto Tamar/Ibama / Caravana Tamar / Exposição Itinerante / Educação Ambiental / Divulgação

Abstract

Since 1982, the Tamar Project has developed environmental education in coastal communities, near the reproduction and feeding areas of the sea turtles. The first jobs in the north region of Rio de Janeiro state were initiated in October 1992, thus creating the Bacia de Campos Station, which is installed in Farol de São Tomé beach, in Campos dos Goytacazes municipality. Until October 2001, the work was done during some periods in the nesting season. Today the station is responsible for protecting about 900 nests by year along the 120 km of coast. Environmental Education has been primordial for the success of the project. The work with communities involves informal conversations, fixing posters and educative plates, distribution of folders, presentations, movie sessions and professional courses. Aiming at enlarging the geographical boundaries of environmental education and divulgation of the project, the Tamar Caravan was created in June of 2003. It is an itinerary exposition, using a vehicle, replicas of the 5 species of marine turtles in original size, explicative posters, a stand to present videos about the sea turtle and lectures by a biologist. This study aims at describing the results obtained in the first year. Until June 19, 2004, the Tamar Caravan had been to 44 places, with a public of 46.650 people. The success and the versatility of the Tamar Caravan have been corroborated by the schools that have requested its visit, the number of different places where it has been to, and how it has been used.

Introdução

O Programa Brasileiro de Conservação das Tartarugas Marinhas (TAMAR), foi fundado em 1980 (VIEITAS e MARCOVALDI, 1997).

Atualmente, passados 24 anos da criação do Projeto TAMAR–IBAMA, existem 20 bases, divididas entre áreas de reprodução e alimentação, em oito Estados brasileiros, monitorando cerca de 1000 km de praias em diversos pontos do litoral. O Tamar já liberou cerca de 6.000.000 de filhotes de tartarugas marinhas ao mar (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2004).

Os primeiros trabalhos na região Norte Fluminense foram iniciados em outubro de 1992, criando-se assim a BASE BACIA DE CAMPOS. Até outubro de 2001, os trabalhos foram realizados sazonalmente, em apenas alguns períodos dentro das temporadas reprodutivas (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2004).

Hoje a sede da Base Bacia de Campos está instalada na praia do Farol de São Tomé, município de Campos dos Goytacazes. Esta protege cerca de 900 desovas por ano em 120 Km de litoral, monitorada desde a divisa com o Espírito Santo até Quissamã (RJ). Esta área caracteriza-se por ter uma grande concentração pesqueira e ser a área mais setentrional a apresentar ainda um número significativo de desovas de tartaruga marinha (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, 2004).

O Projeto Tamar desenvolve atividades de Educação Ambiental em comunidades costeiras próximas às áreas de reprodução e alimentação desses répteis. Entende-se por educação ambiental, os processos por meio dos quais o indivíduo e a coletividade constroem valores sociais, conhecimentos, habilidades, atitudes e competências voltadas para a conservação do meio ambiente, bem de uso comum do povo, essencial à sadia qualidade de vida e sua sustentabilidade (Lei nº 9.795/99).

Visando atingir um público que não tem facilidade em chegar até o litoral para conhecer o Centro de Visitantes, em junho de 2003, foi inaugurada pela Base da Bacia de

Campos, a Caravana Tamar. A meta desta é ampliar o alcance geográfico das ações de educação ambiental e divulgação do Projeto Tamar.

O presente trabalho tem como objetivo descrever os resultados obtidos durante o primeiro ano de sua existência.

Metodologia

A Caravana consiste na exposição e divulgação dos trabalhos do Projeto e na promoção da Educação Ambiental. É uma exposição itinerante composta por um veículo Kombi, réplicas das 5 espécies de tartarugas marinhas em tamanho original, painéis explicativos, um stand de vendas que funciona esporadicamente, além de exibir vídeos com a temática tartaruga marinha. Quando possível, foi montada também uma representação de cercado de incubação e uma tartaruga desovando. Conta sempre com a presença de um biólogo que realiza palestras.

Durante os dois primeiros meses, a Caravana Tamar teve como objetivo principal a divulgação da mesma, visitando locais na cidade de Campos dos Goytacazes onde havia um grande número de pessoas, como a Praça São Salvador e alguns eventos.

Após a primeira fase, de divulgação, os pedidos foram feitos através de ofício, via correio, em mãos ou fax e depois foram agendados e confirmados via fax. As visitas nos diferentes locais eram feitas conforme solicitadas ou quando necessárias, como por exemplo, uma desova num lugar atípico.

As escolas enviavam o ofício com informações sugerindo a data da visita, o número de alunos, a faixa etária, a disponibilidade de um espaço para a colocação das réplicas e painéis e se o veículo poderia entrar na mesma. Caso a Escola possuísse sala de vídeo ou auditório, a palestra era realizada nestes locais, caso não tivesse, a mesma era realizada no pátio, junto às réplicas ou em uma sala de aula. O vídeo era exibido no mesmo local da palestra, já que a Caravana Tamar é composta por TV e Vídeo. Dependendo do número de alunos e a estrutura da Escola, os alunos eram divididos em grupos para assistir ao vídeo, à palestra e a observação das réplicas. Durante a palestra, a participação das crianças era incentivada através de perguntas relacionadas as tartarugas e possíveis problemas, como o lixo, redes de pesca, poluição, entre outros e a sua solução. No final da palestra, todos eram convidados para visitar o Centro de Visitantes na praia do Farol de São Tomé.

Nas praças, eventos, praias, a exposição foi montada no lugar mais espaçoso e visível dos mesmos ou em local pré-estabelecido. O trabalho realizado pelo biólogo/educador era de divulgar e esclarecer a respeito das tartarugas marinhas, do meio ambiente e da função desenvolvida pelo Projeto Tamar. Quando solicitado, era realizada a palestra. Foram distribuídos panfletos que divulgavam o trabalho do Tamar na região e o telefone de contato da Caravana. Foi utilizado um contador para estimar o número de pessoas que visitaram a Caravana nestes locais. O público contabilizado foi aquele, que de alguma forma se dispôs a receber algum tipo de informação.

Resultados e Discussão

No período de 14 de junho de 2003, data da inauguração, até 19 de junho de 2004, a Caravana Tamar esteve em 43 lugares em 69 dias, atingindo um público de cerca de 46.650 pessoas. As escolas foram as mais visitadas com 28 apresentações, seguidas pelas praças,

com 16. Foram feitas apresentações em 11 eventos e em 2 praias. A Caravana não funcionou nos meses de dezembro de 2003, janeiro e fevereiro de 2004 devido à temporada de desova.

O número de escola por mês variou de zero a oito, atingindo um público de aproximadamente 12.000 alunos. Nos dois primeiros meses, as escolas não foram visitadas devido às férias de julho e pelo não conhecimento da exposição. O mês de maior número de alunos, foi em junho de 2004, seguido de novembro de 2003, com cerca de 2560 e 2380 respectivamente, sendo que em junho, foram visitadas 3 Escolas e em novembro 8. A média de alunos por Escola foi de 430 alunos, as Escolas atendidas com maior e menor número, apresentavam 2.000 e 62 alunos respectivamente. Percebeu-se que a realização das atividades com grandes grupos de alunos, não atingia a todos ou não despertava o interesse pelo aprendizado.

A grande maioria das Escolas visitada foi no município de Campos dos Goytacazes num total de 25, representando 89,5% das visitas. Foram visitadas também 3 escolas em outros municípios, uma em São João da Barra, uma em São Francisco do Itabapoana e outra em Teresópolis.

Nos meses de trabalho, a Caravana participou de 11 Eventos, variando nos meses de 0 a 4, atingindo um público total de cerca de 18.230 pessoas. No primeiro mês e nos meses de março, abril e maio de 2004, não foram realizadas Caravanas em Eventos.

Em oito Eventos, a temática ambiental não foi o tema principal, são eles: 44ª Exposição Agropecuária de Campos, três eventos Prefeitura em Ação, Comemoração do Dia das Crianças em São Francisco do Itabapoana, Feira do Conhecimento – Baixada Unida Fazendo e Acontecendo, Clube SESC Mineiro de Grussaí e na 3ª Bienal do Livro, em Campos. O público contabilizado foi de cerca de 15.230 pessoas.

A Caravana participou de três Eventos onde a temática ambiental foi o tema principal: Semana do Meio Ambiente, na Praça São Salvador, em Campos, III Feira de Meio Ambiente, na Praça XV, Rio de Janeiro e Semana do Meio Ambiente, no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, em Teresópolis. O público destes Eventos foi de aproximadamente 3.000 pessoas.

As Praças foram visitadas em Campos 16 vezes, sendo 15 na Praça São Salvador e 1 na praça 5 de Julho, com público total de cerca de 12.900 pessoas. A Praça São Salvador foi preferida, devido a sua localização e a quantidade de pessoas que passam por lá. A Praça fica no centro da cidade de Campos e é freqüentada por pessoas de toda a região do Norte Fluminense.

Nos dias 19 e 20 de julho na Barra da Tijuca – RJ e nos dias 26 e 27 de julho na Praia da Macumba – RJ, a Exposição foi montada com o intuito de educar a população local a respeito de uma desova de *Dermochelys coriacea* que foi transferida da Praia da Macumba para a Praia da Barra, o público foi de 3.240 pessoas. Em março, na Praia dos Cavaleiros, em Macaé, foi realizada uma soltura de 50 filhotes de *Caretta caretta*. A Caravana esteve presente no local, para esclarecer ao público, de aproximadamente 230 pessoas, principalmente crianças, além de funcionários da Petrobrás e pessoas da comunidade local, sobre a importância da preservação das tartarugas marinhas.

Mesmo antes de visitar a primeira Escola, a Caravana já se mostrou útil como forte instrumento de Educação e informação, como foi utilizada nas Praias da Barra e da Macumba- RJ. Durante o período, tanto nas Praças e Eventos, com a divulgação mais intensa, como nas Escolas, a Educação Ambiental mais presente, a visitação foi feita em proporções iguais.

Conclusão

Levar às comunidades distantes do litoral o contato com a metodologia de conservação e educação ambiental desenvolvidas pelo Projeto Tamar tem sido a grande vantagem da Caravana como ferramenta.

O sucesso e a versatilidade da Caravana Tamar tem sido comprovado pela procura das instituições de ensino interessadas na sua visita, pela diversidade de locais e eventos em que ela esteve presente e pela maneira como vem sendo utilizada.

Acredita-se que a Caravana possa desenvolver novas funções, durante a temporada de desova, com o público, principalmente de turistas, nas áreas longe do Centro de Visitantes, onde o Projeto Tamar Bacia de Campos atua.

Referências Bibliográficas

BRASIL. Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Relatório Técnico Anual. Rio de Janeiro, 2004.

VIEITAS, C. F e MARCOVALDI, M. A. An Ecoturism Initiative to Increase Awareness and Protection of Marine Turtles in Brasil: the Turtle by Night Program. **Chelonian Conservation and Biology**, Chelonian Research Foundation, ano 2, v. 4, p. 607-610, 1997.

Connectivity and Intra-Population Structure of Western South Atlantic Green Sea Turtle (*Chelonia mydas*) Foraging Populations

Eugenia Naro-Maciel, Jose Henrique Becker, Eduardo Moreira Lima, Maria Angela Marcovaldi, and Rob DeSalle

Columbia University NY NY USA; Projeto TAMAR-IBAMA Ubatuba SP, Almofala CE, and Praia do Forte BA, BR; American Museum of Natural History, NY USA

Introduction

Population genetic methods are being employed to test hypotheses about connectivity and intra-population structure of major Western South Atlantic green sea turtle foraging groups. The project's significance stems from ensuing insights into *Chelonia mydas* population structure in a key yet insufficiently characterized area of the range, with applications to other species worldwide.

The first research objective is to understand relationships between the study groups and other Atlantic green turtle populations. This will provide insight into dispersal, migration, genetic variation, disease, and mortality. Conservation applications include informing management priorities, assessing distinctiveness of protected populations, and establishing a baseline for forensic work. This study further aims to examine rarely addressed aspects of intra-population genetic structure. These include temporal and spatial variation, as well as relationships between genetic composition and demographic factors affecting survivorship and dispersal.

Hypotheses

Green turtle foraging population structure in the Western South Atlantic region will be characterized by testing hypotheses for the two major feeding groups of Ubatuba and Almofala, Brazil (Figure 1). Hypotheses progress logically from expectations under simple models to more complex scenarios incorporating elements of populations sub-structure, and encompass 3 general areas:

- **Relationship between the study groups and regional nesting populations**
- **Relationship between the focal areas and regional foraging groups**
- **Intra-population structure at the study sites**



Figure 1: Research sites (*italics*) and selected Atlantic foraging groups (*italics*) and rookeries.

Materials and Methods

Study sites were chosen based on biological importance and conservation concern (Marcovaldi and Marcovaldi 1999). Sampling spanned two-year periods for temporal comprehensiveness. Tissue collection employed standard safe procedures. DNA extraction, sequencing, screening for microsatellite polymorphism, and genotyping follow protocols commonly used at the AMNH, and use published primers (including FitzSimmons 1998; Lahanas 1998). Study populations will be compared to other Atlantic groups with adequate sample sizes submitted to genetic analysis. Research to date assessing origins of foraging sea turtles (H 1-4) is based on Mixed Stock Analysis of mtDNA data. This study will optimize MSA performance by using appropriate sampling and updated methods (Pella and Masuda 2001; Bolker et al. 2003), and explore alternate procedures. For accuracy, the MSA will not be performed until the assumption that all sources are included is reasonably met. Instead, each foraging group is tested for homogeneity against available single Atlantic rookeries, and a preliminary data examination based on common and private alleles is reported. Population genetic structure was assessed through Analysis of Molecular Variance (AMOVA, Excoffier et al. 1992) and pairwise population comparisons using conventional F-statistics based on haplotype frequencies only (Weir and Cockerham 1984), as well as exact tests of population differentiation (10000 steps in Markov chain; Raymond and Rousset 1995) implemented by the Arlequin program (v. 2.000; Schneider et al. 2001). Significance values were obtained from 1000 permutations. In addition, indices of molecular variation (Nei 1987) and minimum spanning networks were calculated.

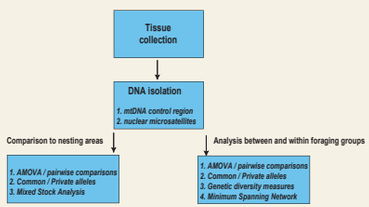


Figure 2: Summary of Methods

Results

At Almofala 19 polymorphic sites defined 13 mitochondrial control region haplotypes, all of which had been previously identified (n=121). The Ubatuba population consists of 11 haplotypes defined by 13 polymorphic sites (n=118). Of these, nine had been previously named, 1 was a confirmed heteroplasmy at site 164, and 1 matched no published sequences (temporarily designated "new"). This haplotype differed by 1 bp from haplotype cm05. Eight of the 15 Cheloniidae microsatellite loci screened for variation in Ubatuba were polymorphic. The intra-population results discussed here were obtained from approximately 40 samples genotyped for 3 variable loci (cm3, cm58 and cm72).

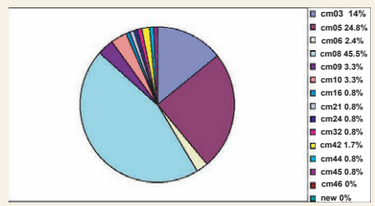


Figure 3: Almofala control region haplotypes

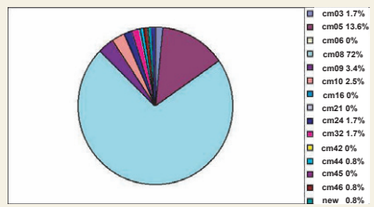


Figure 4: Ubatuba control region haplotypes

Relationship between study groups and regional nesting areas

The hypothesis of homogeneity between each feeding area and single Atlantic rookeries was rejected (exact P < 0.05; Fst P < 0.05).
The rookeries tested were Florida, Mexico, Costa Rica, Aves VZ, Suriname, Atol BR, Ascension UK, Guinea Bissau, Bioko, Sao Tome, and Cyprus (Encalada et al. 1996; Formia et al. 2003). The hypothesis was not rejected by both tests in one instance, the pairwise comparison between Ubatuba and Sao Tome (Fst = 0.00735, P = 0.24805 +- 0133).

The most frequent haplotypes at Almofala are cm08, cm05 and cm03. Cm08 and cm05 are also characteristic of Ubatuba (Figures 2 and 3).
Cm08 is common (>50%) in equatorial oceanic island rookeries such as Ascension Island, Atol das Rocas BR, and Sao Tome and Principe, as well as in West Africa (Encalada et al. 1996; Formia et al. 2003). Cm05 occurs in high frequencies at Aves Island and Suriname, while cm03 is almost fixed at Tortuguero, being common also in Florida (Encalada et al. 1996). Alleles found only at the study feeding areas and one other rookery were all rare (< 5%) and primarily from Ascension Island, although cm16 was found in Almofala and Mexico (Encalada et al. 1996; Formia et al. 2003).

Relationship between study groups and regional foraging areas

Overall homogeneity between Ubatuba and Almofala was rejected (exact P = 0.0000; Fst = 0.07090, P = 0.0000).

Homogeneity between each study group and other Atlantic feeding areas was rejected for all pairwise comparisons (P = 0.0000) excluding Uruguay
(Ubatuba/Uruguay: exact P = 0.3438 +_ 0.0280; Fst = 0.01871, P = 0.15315 +_ 0.0273; Almofala/Uruguay exact P = 0.5471 +_ 0.0236; Fst = -0.00624, P = 0.48649 +_ 0.0309). The Atlantic foraging groups tested were East Central Florida (Bass and Witzell 2000), Bahamas (Lahanas et al.1998), Nicaragua (Bass et al. 1998), Gulf of Guinea (Formia et al. 2003) and Uruguay (Caraccio et al. In press).

Comparison of genetic diversity measures between both Brazilian sites and other Atlantic groups revealed above average allele number.
At Almofala gene (0.7146+-0.0303) and nucleotide (0.006395 +- 0.003693) diversities were high, and the latter measure was similar to the Bahamas. At Ubatuba gene diversity was average (0.4637+- 0.0536). Nucleotide diversity was at the low end of the range (0.002037+- 0.001533) and similar to Uruguay and the Gulf of Guinea. High gene diversity and allele number are likely due to large sample sizes and detection of rare alleles. Low nucleotide diversity at Ubatuba reflects the few differences between haplotypes there, most of which belong to one mitochondrial lineage.

Relationships within study sites

Overall homogeneity between years at Ubatuba was rejected by the preliminary microsatellite data set (Fst P = 0.00901), although not by the mitochondrial results.

Homogeneity between six month periods at Ubatuba was rejected by the control region data set (P = 0.003).

Seasonal and yearly homogeneity were not rejected at Almofala based on mtDNA results (Fst P > 0.05).

Homogeneity among size classes at Ubatuba was rejected.
Small and medium turtle groups were significantly different (exact P = 0.00035 +_ 0.0001; Fst = 0.05725, P = 0.0000), and variation among other classes was indicated pending in depth microsatellite work.

Conclusions

The rejection of homogeneity between the study groups and single Atlantic rookeries was an expected result.
Atlantic green sea turtle foraging populations researched to date are mixed stocks. Natal origins have been traced to diverse rookeries, with contributions influenced by geographic proximity and/or source population size (References in Results).

Common alleles at Almofala link the population to both northern and southern Atlantic rookeries.
Extensive mark-recapture studies (Figure 4; Marcovaldi et al. 2000; Lima and Troeng 2001) and satellite work documenting juvenile dispersal from Almofala in both directions (Godley et al. In press) substantiate these results. Although this population is composed mainly of juveniles (Marcovaldi et al. 2000b), the well established connectivity between *C. mydas* adults in Northern Brazil and the Ascension Island and Suriname rookeries (Papi et al. 2000; Luschi et al. 1998; Pritchard 1976; Schulz 1975; Carr 1975), as well as links to Tortuguero (Meylan 1995), further support this conclusion.

A strong equatorial/South Atlantic natal link to Ubatuba is indicated by the frequency of the cm08 allele, the private alleles, and evidence from tag returns, all of which have occurred below 17 S latitude (Figure 4).
The role of Suriname and Aves, which lack cm08 but contain cm05 at high frequencies, will be clarified when the presence of the latter allele in other major Atlantic nesting areas is determined. While the hypothesis that this group originates entirely from the Sao Tome rookery was not rejected in all tests, the proximity and large size of the nesting population at Trindade Island strongly point to this area as an important source.

The lack of homogeneity between Ubatuba, Almofala, and most other Atlantic foraging groups is consistent with previous research.
All feeding populations surveyed to date are significantly different from each other, with the exception of Nicaragua and the Bahamas (Bass and Witzell 2000; Lahanas et al. 1998; ENM data not shown). The lack of subdivision between Ubatuba and Uruguay is expected due to close geographic proximity and mark-recapture results (Figure 4). Insignificant differences between Almofala and Uruguay were unexpected. Allele frequencies in the southern population (Caraccio et al. In press) are intermediate between the two Brazilian groups. It is possible this result would change once the pilot study (n=20) is extended to include a larger sample number over a comprehensive time-span, especially considering the absence of characteristic northern haplotypes such as cm03 in Uruguay (Caraccio et al. In press) . Connectivity between the Almofala and Nicaraguan foraging groups revealed by tag returns (Lima et al. 1999; Lima et al. 2003) may be insufficient to completely homogenize the two areas genetically.

Temporal and size-related heterogeneity in allele frequencies at Ubatuba are consistent with variation in demographic parameters at the site (Gallo et al. In review), clearly demonstrating the importance of comprehensive sampling for genetic studies.



Figure 5: Projeto TAMAR tag returns (Marcovaldi et al. 2000) at Almofala and Ubatuba

References: Available from the author upon request.

Acknowledgements: **This presentation was made possible by a travel grant to ENM from the 2004 Annual Sea Turtle Symposium. ENM is supported by the Department of Ecology, Evolution and Environmental Biology and the Molecular Systematics Laboratory at the American Museum of Natural History. George Amato and Howard Rosenbaum provided helpful comments. Gustave Lopez, Bruno Giffoni and others on TAMAR's staff provided invaluable assistance. Photographs are by Projeto TAMAR, and the map was produced using Maptool at seaturtle.org.**

CENTRO ECOLÓGICO E MECANISMOS DE INTERAÇÃO COMUNITÁRIA DO PROJETO TAMAR/IBAMA NO NORTE FLUMINENSE

Wanderlinde, J. (1); Lima, E. P. (2); Almeida, D. T. (1); Ançã, B. D. M. (1); Carneiro, K. C. (1); Masi, B. P.(1); Lima, W. C. S.(1); Sant'Ana, M. M. C. D.(1); Assumpção, J. (1)
1. Fundação Pró-Tamar. Caixa Postal: 114.262 Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, 28.010-972;
2.Projeto Tamar-IBAMA Caixa Postal:114.262 Campos dos Goytacazes, Rio de Janeiro, 28.010-972.
e-mail: baciacampos@tamar.org.br

Os trabalhos do Projeto Tamar/Ibama tiveram inicio em 1980. Nos dois primeiros anos foi realizado um levantamento para determinar a identificação das espécies de tartarugas marinhas existentes no país, seu período de desova, comportamento reprodutivo e mapeamento dos principais sítios de reprodução destes animais. As atividades do Projeto são realizadas com a participação e o envolvimento das comunidades onde o Tamar mantém suas bases ao longo do litoral brasileiro, sem esses não se teria êxito em um programa de conservação. Os trabalhos na região Norte Fluminense começaram em outubro de 1992, sendo implantada a Base Bacia de Campos. Esta era monitorada somente no período de desova e a partir de 2001 o trabalho tornou-se permanente. Hoje a Base está instalada na praia do Farol de São Thomé, município de Campos dos Goytacazes, e atualmente monitora cerca de 120 Km de litoral, desde a divisa com o Estado do Espírito Santo até o município de Quissamã. Pensando em meios que resultassem na melhoria da qualidade de vida e na criação de oportunidades de trabalho e geração de renda foi inaugurado em agosto de 2003 o Centro Ecológico do Farol. O presente trabalho tem como objetivo descrever o primeiro ano das atividades realizadas no Centro. Estão sendo realizadas oficinas de artesanato através de cursos de papel reciclado, papel *machê* e *biscuit* para crianças devidamente matriculadas no ensino fundamental e/ou médio e para adultos. O Tamar está trabalhando com várias idéias para criação de peças artesanais para comercialização. É filosofia dar ênfase à reciclagem para a confecção destes artesanatos. Foram formados até o momento três pequenos grupos produtivos que trabalham com papel *machê*, papel reciclado e *macramê*. O objetivo do Centro é possibilitar uma melhor integração na relação homem e ambiente. Anexo ao Centro Ecológico começou a funcionar a Biblioteca, que conta com uma variedade de livros e vídeos educativos. As pessoas são recepcionadas e orientadas, tendo acesso ao material disponibilizado, o que facilita a pesquisa e a realização de suas tarefas. O aumento gradativo da procura pelos cursos e a visita à Biblioteca vêm mostrando que os objetivos de interação comunitária e educação estão sendo alcançados.

Projeto Tamar / Centro Ecológico / Oficina de Artesanato / Biblioteca / grupos produtivos

ABSTRACT

Tamar/Ibama Project activities were initiated in 1980. During the first two years the identification of species, the nesting areas survey and interviews with fishermen community were done. The Project activities are developed with the participation of communities within Tamar stations along the Brazilian coast. In the north of Rio de Janeiro state the Project started on October 1992 with the creation of Bacia de Campos Station, whose main assignment was to monitor the nesting period. In 2001 the permanent work was initiated and the station was transferred to Farol de São Thomé beach in Campos dos Goytacazes municipality. Nowadays the station is monitoring approximately 120 km of the coast, from Espírito Santo state boundary until Quissamã municipality. Thinking on different alternatives to improve life quality and job opportunities the Tamar created Farol Ecological Center in august 2003. The present work aims to describe the ecological center activities developed in the first year of existence. In the present, handicraft workshops *papier machê* recycling and the making of biscuits are been carried out to children, teenagers and adults. Tamar is working with the idea of creating and selling handicraft products. Making good use of recycled materials to these products is our principal philosophy. Next to the Ecological Center a library with books and educational videos was built. Visitors are received by monitors who have access to the material needed. The gradual growing in the workshops demand along with library visits have shown that we are reaching the community interaction and the educational aims established by the Project.

INTRODUÇÃO

Ao longo da sua história as populações humanas costeiras de todo mundo desenvolveram o hábito de explorar as tartarugas como fonte de alimento. A concentração desses animais em determinadas regiões para reprodução ou alimentação deu margem à falsa idéia de tratar-se de um recurso inesgotável de carne e ovos para alimentação e do casco para confecção de ornamentos e jóias. Além disso, um grande número de tartarugas marinhas é capturado acidentalmente, como fauna acompanhante, pelas diferentes artes de pesca, assim como importantes áreas de reprodução vêm sendo degradadas devido à ocupação desordenada do litoral. Somados à poluição dos oceanos, esses fatores fazem com que as tartarugas marinhas tenham sua sobrevivência seriamente ameaçada (FUNDAÇÃO PRÓ TAMAR, 2000).

O Programa Brasileiro de Conservação das Tartarugas Marinhas – PROJETO TAMAR - foi criado em 1980. O Projeto tem o objetivo principal de proteger as populações de tartarugas marinhas ao longo da costa, evitando o abate das fêmeas no momento da desova e a coleta dos ovos, assim como captura acidental pelas diferentes artes de pesca (VIEITAS; MARCOVALDI, 1997). Em outubro de 1992 foram iniciados os trabalhos na região Norte Fluminense, sendo implantada a Base Bacia de Campos, nesta época os trabalhos eram efetuados sazonalmente, ou seja, somente na época de desova. A partir de 2001 o trabalho começou a ser permanente e, atualmente, a Base protege cerca de 900 desovas por ano em aproximadamente 120 Km de litoral, que se estende desde a divisa do

Estado do Rio de Janeiro com o Espírito Santo até o Município de Quissamã – RJ (FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR – RJ, 2004).

Com o objetivo de estreitar as relações de convívio entre o Projeto Tamar e a população local, e principalmente de fornecer um espaço, aberto à comunidade, destinado à realização de atividades educacionais e culturais, foi inaugurado no dia 15 de agosto de 2003, o Centro Ecológico do Farol, conhecido como Centrinho.

A principal meta junto aos cursos de artesanato e ao grupo produtivo é a aproximação da comunidade e a troca de novas experiências e técnicas no qual as pessoas possam vir a utilizar como uma fonte alternativa de renda, contribuindo para uma melhoria da qualidade de vida.

Em anexo ao Centrinho, foi instalada a Biblioteca Comunitária, um ponto de acesso à informação para estudantes e comunidade em geral. A principal meta para a implantação desta, foi oferecer este tipo de serviço, inexistente até então, à comunidade do Farol.

O presente trabalho tem por objetivo descrever as atividades desenvolvidas pelo Centro Ecológico no período de agosto de 2003 a agosto 2004.

METODOLOGIA

Treinamento da Equipe

As atividades do Centro Ecológico iniciaram-se com o treinamento e capacitação de duas monitoras. O treinamento foi oferecido por uma artesã do município de São João da Barra – RJ com reconhecida experiência em produção de artesanato com reciclagem de materiais. Este treinamento teve uma carga horária total de 200 horas.

Uma das monitoras, devido sua formação em magistério, atualmente é responsável pela coordenação da Biblioteca.

Oficina de Artesanato

A divulgação dos cursos é feita na rádio local. Os moradores interessados procuram o Centro Ecológico e preenchem um cadastro; completado 15 pessoas, estas são comunicadas e o curso é iniciado.

Para a participação de crianças e adolescentes nos cursos é requisito estarem devidamente matriculadas no ensino fundamental e/ou médio.

Os cursos de papel reciclado / papel *machê*, com duração de 10 dias, são ministrados pelas monitoras. Nestes cursos as pessoas aprendem a fazer a folha de papel (de diversas gramaturas, cores e texturas), dobrar os papéis para montar envelopes, confeccionar blocos, entre outros e fazer a massa do papel *machê* com a modelagem de temas variados. Paralelamente a essas atividades, são abordados temas como a importância e necessidade da reciclagem nos dias de hoje, higiene e educação em saúde e conservação do meio ambiente.

A fim de se avaliar as metodologias adotadas para as atividades com as crianças no intuito de aperfeiçoá-las, ao término do primeiro curso foi realizada uma avaliação para os alunos. Esta se deu por meio de um texto dissertativo aferindo o grau de satisfação dos mesmos.

Já para os cursos de *biscuit*, como estratégia para uma maior participação comunitária, procurou-se por uma artesã local para ministrar as aulas. Estas são realizadas duas vezes por semana, num total de oito aulas. As pessoas aprendem as técnicas de

preparação, tingimento e modelagem da massa, assim como as de confecção de peças e enfeites variados.

Para as turmas, seja do curso de papel ou *biscuit*, foram realizadas avaliações informais ao longo do curso de maneira continuada, a fim de se saber o grau de satisfação dos alunos. Ao final de cada curso, os alunos faziam um encerramento com a exposição das peças e produtos confeccionados.

Grupo Produtivo

Além dos cursos oferecidos, é intenção do Tamar a formação de grupos produtivos junto às comunidades da Base Bacia de Campos. O Tamar está trabalhando em cima de várias idéias para a criação de peças artesanais para a comercialização. É filosofia se trabalhar com reciclagem de material para a confecção destes artesanatos. Foram contactadas pessoas ligadas de alguma maneira ao artesanato e apresentados os trabalhos a serem realizados. Este trabalho teve início com o papel reciclado em novembro de 2003. Passaram 4 pessoas pelo grupo de papel reciclado e 8 pessoas pelo grupo de papel *machê*. Paralelo a estes grupos foi formado um grupo de 3 pessoas para se trabalhar em *macramê*.

Biblioteca

Na Biblioteca estão disponibilizados livros, revistas, artigos, vídeos educativos, jornais, entre outros materiais que são utilizados para pesquisas e confecção de trabalhos escolares. Grande parte deste material é proveniente de doações feitas por editoras, instituições de ensino, ou mesmo através de particulares. A divulgação da Biblioteca foi feita através da rádio comunitária, de visitas da equipe do Tamar nas escolas locais e por meio de cartazes que foram colados em lugares movimentados, como padarias, papelarias, mercados, etc. Os visitantes são recepcionados por uma pessoa capacitada que auxilia nas pesquisas e esclarece dúvidas sobre o assunto a ser pesquisado. Além disso, ainda há orientação no acesso ao material procurado e ao empréstimo de livros.

Além da Biblioteca, dos cursos de artesanato e dos grupos produtivos, o Centro Ecológico é usado para se ministrar palestras para diversas instituições e comunidades tendo como temática a tartaruga marinha e os trabalhos desenvolvidos pelo Projeto Tamar. O Centrinho também tem servido para realização de reuniões com a comunidade sobre assuntos de relevância e de interesses coletivos. Festas comemorativas como o Dia das Crianças e Festa Junina, também são realizadas com o objetivo de promover o convívio social.

Resultados e Discussão

Oficinas de Artesanato

A primeira turma do curso de papel reciclado / papel *machê* teve início em outubro de 2003. No período foram formadas quatro turmas em turnos diferentes, a faixa etária foi entre 13 e 17 anos. No resultado da avaliação da primeira turma do curso de papel reciclado / *machê* foi constatado que houve um alto grau de satisfação dos alunos. Sete alunos mencionaram sobre o aprendizado da confecção do papel e seus processos, 4 mencionaram sobre a importância da reciclagem, 2 sobre a mudança de hábito de jogar o lixo no lugar certo e um mencionou que o Centro Ecológico desenvolve o papel de preservar as tartarugas marinhas de uma forma indireta. Dois alunos acharam que o curso poderia durar

um pouco mais. A idade destes alunos variou de 13 a 17 anos, cursando desde a 6ª série até o 3º ano.

O curso de *biscuit* foi iniciado em abril de 2004 e foram formadas 6 turmas com aproximadamente 12 pessoas em cada. Neste período foram formadas quatro turmas de adultos e duas turmas de crianças. Duas pessoas das que passaram pelo curso estão trabalhando com a modelagem de peças para venda.

Grupo Produtivo

Com relação às atividades geradoras de renda, cerca de 30% do valor do produto é repassado aos artesãos, o restante vai para o programa de conservação das tartarugas marinhas e para a compra de material. Vale ressaltar que neste primeiro momento, apesar de todo material ser cedido pelo Tamar, a meta é que os grupos produtivos venham se tornar cada vez mais auto-suficientes.

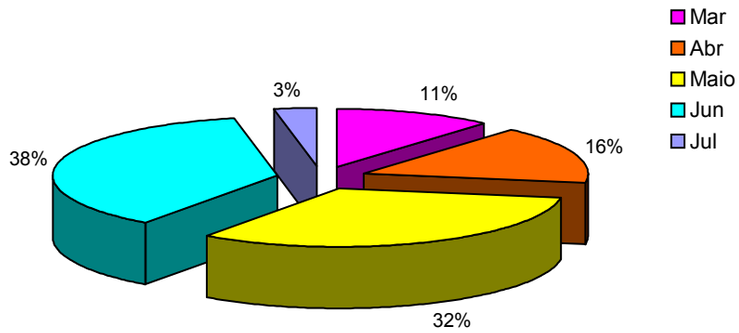
Até o momento foi criada uma linha de 4 produtos para a comercialização: kit papel de carta, móbile e chaveiro em *machê* e chaveiro em *macramé*; além das folhas de papel reciclado. O kit papel de carta é o único que não está em total prioridade de produção, visto que seu pedido é bem inferior aos outros artesanatos.

Atualmente, quatro pessoas trabalham com a técnica do *machê*, onde as peças são utilizadas para confeccionar móbiles e chaveiros; duas pessoas no papel reciclado para a produção de Kits, folha de A4 e confecção de etiquetas para os artesanatos; e três pessoas trabalham na confecção de chaveiros em *macramé*.

Foram confeccionados aproximadamente 7.000 folhas, 280 kits de papel de carta, 250 móbiles e 330 chaveiros em *machê* e 390 chaveiros em *macramé*. Estes foram comercializados em outras Bases do Projeto e em outras instituições.

Biblioteca

Desde a inauguração da Biblioteca em março deste ano até julho, foram realizadas cerca de 360 visitas ao espaço. Os meses de maio e junho tiveram as maiores porcentagens de visitantes, com 32% e 38% respectivamente. Nestes meses o número de visitas ultrapassou 100, em média 4 visitas por dia. No mês de julho o local não recebeu mais que 20 pessoas devido ao período das férias escolares. A porcentagem de visitação por mês na Biblioteca pode ser observada no gráfico abaixo:



Conclusão

A implantação do Centro Ecológico do Farol tem promovido uma oportunidade na ampliação de conhecimentos, bem como uma alternativa, saudável, segura e acessível na região para momentos de lazer, descontração e convívio social.

A realização de cursos, ainda possibilita que o talento e inclinação natural, daqueles que possuem interesse pela atividade de artesanato, seja descoberto, aprimorado e, se possível, direcionado à geração de renda, visto que, através deles, têm-se conseguido incorporar pessoas interessadas em trabalhar na confecção das peças artesanais destinadas à comercialização. A constatação de que duas pessoas na comunidade vêm utilizando as técnicas aprendidas para sustento familiar demonstra que os objetivos estão sendo alcançados.

Para ações futuras espera-se desenvolver um plano de ação incorporando de forma mais dinâmica os trabalhos técnicos do Projeto, assim como a ampliação do curso incorporando novas técnicas de artesanato.

O aumento gradativo de procura pelos cursos e a visita à biblioteca e ao Centrinho vem mostrando que estes espaços têm contribuído para a promoção de geração de renda associada à educação ambiental, na localidade.

Bibliografia

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Artes de pesca que capturam tartarugas marinhas em: São Paulo, Espírito Santo, Bahia, Sergipe, Ceará e Fernando de Noronha, 2000.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. **Assim nasceu o Projeto Tamar**. Salvador: Fundação Pró-Tamar, 2000.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Relatório Técnico Anual. Rio de Janeiro, 2004.

VIEITAS, C. F e MARCOVALDI, M. A. An Ecoturism Initiative to Increase Awareness and Protection of Marine Turtles in Brasil: the Turtle by Night Program. **Chelonian Conservation and Biology**, Chelonian Research Foundation, ano 2, v. 4, p. 607-610, 1997.

HEMATOLOGIA E BIOQUÍMICA SANGUÍNEA DE *DERMOCHELYS CORIACEA* RELATO DE CASO

Max Rondon Werneck[1], Paula Baldassin[2], Andréa Maranho[3], Marilene Machado Silva[4], Pryscilla Maracini[2]

1 - Médico Veterinário Fundação Pró-Tamar – R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP, CEP 11680-000 max@tamar.org.br

2- Médica veterinária autônoma

3- Aquário Municipal de Santos – amaranho@iron.com.br

4- Hospital Veterinário Universidade Paulista – UNIP

A Tartaruga Gigante (*Dermochelys coriacea*), é a maior tartaruga marinha das 7 espécies que ocorrem no mundo. Podendo alcançar mais de 2mt de comprimento de carapaça, pesando até 700kg. Vive praticamente todo seu ciclo de vida em ambiente pelágico. Um macho jovem desta espécie, com 147 cm de comprimento curvilíneo de carapaça (CCL), encalhou na praia em Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo, em 14/10/2003. A nadadeira anterior esquerda foi amputada junto à articulação úmero-rádio-ulnar. Durante o tratamento foram administrados antibióticos (Penicilina), fluidoterapia e protetores hepáticos. Em dias consecutivos foram coletadas três amostras de sangue sem anticoagulante, do vaso sanguíneo localizado na porção ventral medial da cauda, imediatamente após a abertura da cloaca. Após centrifugação recolheram-se amostras de soro para análises bioquímicas, que apresentaram em média, os seguintes resultados: Creatinina 0,7mg/ml; Uréia 30,2mg/dl; Ácido úrico 3,2mg/dl; Fosfatase alcalina 59,7UI/L; ALT 6,2UI/L; AST 159.9UI/L; GGT 3,6UI/L; Proteína total 3,5g/dl; Albumina 0,85g/dl; CK 242,5UI/L; Ácido úrico 3,2mg/dl. Em 20/10/2003, o animal foi liberado próximo da Ilha do Bom Abrigo, recebendo as marcas 30389/30390 (INCONEL, National Band and Tag Co. USA, modelo 681) nas nadadeiras posteriores. Em 10/01/2004, este exemplar encalhou novamente, desta vez no Município de Praia Grande. Amostras de sangue foram retiradas, do seio venoso dorsal cervical, em tubo heparinizado e tubo seco. Amostras de linfa também foram coletadas. A análise bioquímica do soro apresentou estes resultados: Creatinina 1,0mg/ml; Uréia 41,8mg/dl; Fosfatase alcalina 99,5UI/L; ALT 2,1UI/L; AST 295,9UI/L; GGT 6,4UI/L; Proteína total 2,81g/dl; Albumina 0,78g/dl; CK 150,2UI/L; Ácido úrico 3,6mg/dl. A análise bioquímica da linfa apresentou os resultados: Creatinina 0,33mg/ml; Uréia 51,9mg/dl; Fosfatase alcalina 15,8UI/L; AST 77UI/L, GGT 1,3UI/L; Proteína total 0,7g/dl; Albumina 0,36g/dl; CK 537,5UI/L; Ácido úrico 3,4mg/dl; ALT= 0,0(zero)I/L. O hemograma apresentou uma contagem de eritrócitos de 161.600/mm^3; hematócrito de 15%; hemoglobina de 4,9g/dl; a contagem de leucócitos de 11.870/mm^3, sendo 65% de heterófilos, 7% de eosinófilos, 2% de basófilos e 26% de linfócitos. A escassez de informações sobre esta espécie limita a precisão de diagnósticos e a adequada reabilitação destes animais. E somente uma maior amostragem de animais saudáveis possibilitará a determinação de padrões hematológicos e bioquímicos.

REABILITAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS ATENDIDAS PELA BASE DE UBATUBA-SP DO PROJETO TAMAR-IBAMA
AVALIAÇÃO DOS 100 PRIMEIROS CASOS

Max Rondon Werneck [1], Cecília Baptistotte [2], Berenice Gallo [1], José Henrique Becker[1]

1 Projeto Tamar-IBAMA – Rua Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP

CEP: 11.680-000 - E-mail: tamaruba@tamar.org.br

2 Projeto Tamar-IBAMA – Vitória-ES cecília@tamar.org.br

A Base de Ubatuba do Projeto TAMAR/IBAMA, implantada em 1991, monitora e protege uma área de alimentação das tartarugas marinhas, localizada no litoral norte do Estado de São Paulo. O Programa de Conservação é direcionado às capturas incidentais pela pesca, utilizando como estratégias educação ambiental, ação social e pesquisa científica. A grande demanda de tartarugas marinhas debilitadas, doentes ou feridas culminou na implantação do Centro de Reabilitação e a contratação de um médico veterinário. Este trabalho relata os atendimentos realizados no período de novembro/2001 a março/2004. Das 100 tartarugas atendidas, 88 eram tartarugas verdes (*Chelonia mydas),* CCL médio = 43,0 cm (extensão de 32,0 a 67,5 cm) e peso médio = 10,75 kg (extensão de 3,5 a 40,0 kg)*;* 10 tartarugas cabeçudas (*Caretta caretta*), com CCL médio = 54,38 cm (extensão de 5,3 a 89,0 cm) e peso médio= 28,61 kg (extensão de 0,03 até 72,0 kg kg); 1 tartaruga de pente (E*retmochelys imbricata*), com CCL= 55 cm e peso de 18 kg; 1 tartaruga gigante (*Dermochelys coriacea*), com CCL=147 cm e peso=300 kg. Dentre as causas das internações, 51 casos referem-se à presença de tumores cutâneos (prováveis fibropapilomas encontrados somente em *Chelonia mydas*), 6 casos de afogamento na pesca, 9 casos com lesões ou traumas produzidos por artefatos de pesca, 20 apresentavam sinais de debilidade (flutuabilidade positiva, baixo peso, ausência de reflexo de fuga, infestações por ectoparasitos e/ou epibiontes, ou quadros de debilidade decorrentes da presença de tumores). Os demais 14 casos enquadram apatia, amputações de membros por artefatos de pesca ou por predação, traumas por colisões com embarcações, lesões por encalhe em pedras e lesões por ferrões de arraias. Dentre os animais atendidos, 32 defecaram alguma quantidade de lixo e 12 apresentavam infestações por ectoparasitos (*Ozobranchus branchiatus e Ozobranchus margoi*). Somente 14 animais vieram a óbito (12 *Chelonia mydas* e 2 *Caretta caretta*). A reabilitação de tartarugas marinhas em áreas de alimentação onde há grande ocupação humana e intensa atividade pesqueira pode colaborar na conservação das espécies em foco, além de contribuir significativamente para o conhecimento científico sobre as mesmas.

BIOQUÍMICA SANGÜÍNEA DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *CARETTA CARETTA*, CAPTURADAS POR ESPINHEL PELÁGICO NO ATLÂNTICO SUL OCIDENTAL – ASO (DADOS PRELIMINARES)

Max Rondon Werneck[1], Bruno de Barros Giffoni[1], Carlos Eduardo Neves Consulin[1], Paula Baldassin[2], Girça Vale[3] .

1 – Projeto TAMAR-IBAMA R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP, CEP 11680-000 max@tamar.org.br

2- Médica veterinária autônoma

3- Bióloga, chefe do Laboratório Municipal de Paraty-RJ.

O Projeto TAMAR-IBAMA vem desde 2001, desenvolvendo o Plano de Ação Nacional para Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Pesca – Plano TAMAR/Pesca. Um dos objetivos deste plano refere-se a medidas mitigadoras. Neste sentido o projeto TAMAR-IBAMA em parceria com o Instituto Arruda Botelho as empresas de pesca ITAFISH (Santos - SP) e Mix Ind. Alimentícia Ltda, vem realizando testes em tanque rede, com tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta* capturadas incidentalmente em alto mar por espinhel pelágico. A análise dos valores de hematologia e bioquímica sangüínea é uma importante ferramenta que permite uma melhor avaliação do estado de saúde dos animais, porém na literatura atual ainda existem poucos dados sobre as análises sanguíneas dos animais de vida livre. Dos cindo animais capturados e enviados ao experimento, todos indivíduos juvenis com média de comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) de 59,1 cm (extensão de 49 a 65 cm), amostras de sangue foram coletadas através da punção do seio venoso cervical, no momento em que o animal chegou a base do Projeto TAMAR em Ubatuba/SP. As amostras de sangue foram enviadas ao Laboratório Municipal de Paraty-RJ. Após a centrifugação do sangue total, amostras de soro foram separadas e analisadas em equipamento automático Ciba Corning modelo Express Plus e kits diagnóstico da marca Labtest. As médias dos resultados obtidas foram: Glicose 102,2 ± 34,11 mg/dl, uréia 86,6 ± 79,44 mg/dl, creatinina 0,3 ± 0,12 mg/dl, AST 157,2 ± 18,75 UI/L, ALT 3,6±0,55 UI/L, bilirrubina total 0,32 ± 0,08 mg/dl, proteína total 2,16 ± 0,96 g/dl, albumina 0,68 ± 0,41 g/dl, globulina 1,42 ± 0,99 g/dl, colesterol 167,2 ± 69,83 mg/dl, triglicérides 14,2 ± 11,03 mg/dl, ac. Úrico 0,5±0,14g/dl, fosfatase alcalina 56,8±52,97 U. Lembrando que estes dados apenas indicam a condição de saúde dos animais encontrados, sendo, portanto necessário que mais amostras sejam analisadas, a fim de determinar os valores de referência para estas populações.

Registro de ocorrência reprodutiva da tartaruga marinha *Caretta caretta* em Parati, Litoral Sul do Rio de Janeiro.

De Campos, F.R.[1]; Becker, J.H.[2] & Gallo, B.M.G.[2]

A Base de Ubatuba do Projeto TAMAR/IBAMA foi implantada em 1991, com o objetivo de proteger quatro espécies de tartarugas marinhas que ocorrem na região, onde há forte interação com a pesca. O Litoral Norte de São Paulo e Sul do Rio de Janeiro são caracterizados por inúmeras enseadas e praias intercaladas por amplos costões rochosos, sendo importante área de alimentação de tartarugas marinhas, especialmente para *Chelonia mydas*. Em 28/jan/2003, o Tamar foi informado da eclosão de um ninho de tartarugas marinhas na Praia do Meio, Vila de Trindade, limite da área do Parque Nacional da Serra da Bocaina, Parati/RJ, praia de visitação turística intensa no verão. O ninho, localizado nas coordenadas 23º21'112"S e 44º43'307"W, ao lado de um bar, foi confeccionado em pouca profundidade, com os primeiros ovos distando menos de 30cm da superfície da areia. O primeiro filhote de *Caretta caretta*, emergiu do ninho às 18:20h. Os demais 120 filhotes emergiram a partir das 19:30h. O ninho foi isolado com fitas evitando a interferência do público. No dia seguinte, procedeu-se a abertura do ninho. Registraram-se 5 filhotes natimortos, 6 ovos gorados, um ovo com embrião pequeno e 1 com embrião grande. Este último foi levado para a Base de Ubatuba, eclodindo no dia seguinte. No total, 133 ovos foram depositados pela fêmea, número comparável à média de ovos dos ninhos de *Caretta caretta* no Espírito Santo em anos anteriores. A taxa de eclosão de 90,97% é superior às taxas médias observadas no Espírito Santo e Bahia, onde se concentram principais as áreas de reprodução de *Caretta caretta* no Brasil. Ninhos esporádicos foram registrados no Sul e Sudeste do País. Entretanto, poucos tiveram sucesso reprodutivo como este. Hoje, estas ocorrências isoladas sugerem distúrbios comportamentais individuais. No futuro, pesquisas em longo prazo poderão verificar se estes ninhos são resquícios de uma antiga área de reprodução não mais utilizada ou se indicam o início da ocupação de uma nova área como adaptação de uma população às mudanças climáticas globais.

O Projeto Tamar-Ibama é um Programa de Conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela Petrobras.

1. Universidade Santa Cecília, Santos/SP: frptrindade@yahoo.com.br
2. Projeto Tamar-Ibama, Base de Ubatuba/SP: curupira@tamar.org.br

Taxas de eclosão de ninhos transferidos da Tartaruga oliva (Lepidochelys olivacea), durante temporada reprodutiva de 2001-2002 da base de pesquisa do Tamar, litoral sul de Sergipe, Brasil.

Autores: Jaqueline Comin de Castilhos, Anelise Torres Hahn, Paulo Eduardo Aydos, Fábio Lira das Candeias Oliveira

Palavra Chave: *Lepidochelys olivacea*, conservação e manejo
Instituição: Fundação Pró-TAMAR
Órgão financiador: Petrobrás, Fundação Pró-TAMAR

A base de pesquisa do Abaís está inserida na Área de Proteção Ambiental Estadual do Litoral Sul de Sergipe, localizada entre os Rios Vaza Barris, ao norte, e o Rio Real, ao Sul. Os 36 km de praias constituem-se numa importante área de nidificação de tartarugas marinhas, principalmente da tartaruga oliva (Lepidochelys olivacea). Desde 1989, quando implantada a base, um monitoramento contínuo vem sendo desenvolvido para garantir a proteção de desovas através do emprego de diferentes técnicas de conservação. Garantir a proteção e boas taxas de eclosão de desovas da tartaruga oliva, sem diferença significativa de resultados nas áreas de estudo, tem sido um dos objetivos do programa conservacionista empregado pelo Tamar. A área de estudo foi subdividida em trechos de praias de 4 a 12 km de extensão: áreas da porção Sul, denominadas de Boa Viagem (BV), do Rio Real ao km 12; Abais 1 (A1), entre o km 12 e o km 18 e Abais 2 (A2), entre o km 18 e o km 26; áreas da porção Norte, denominadas de Caueira 1 (C1), entre o km 26 e o km 30 e Caueira 2 (C2), entre o km 30 e o Rio Vaza Barris. Entre setembro de 2001 e março de 2002, estas praias foram monitoradas diariamente para registro e proteção das desovas mediante o emprego de metodologia padrão. As desovas localizadas em locais de passagem ou de permanência de veranistas, ou que estivessem suscetíveis à predação humana ou animal, foram transferidas ao cercado de incubação, no máximo até às 08h, o qual está localizado no supralitoral do km 18, entre as áreas A1 e A2. Estas foram protegidas por telas plásticas e monitoradas entre as 19h e 06h a partir do 45o dia de incubação para imediata identificação e liberação dos filhotes. No período de estudo, as praias monitoradas totalizaram 203 desovas transferidas da tartaruga oliva com as seguintes médias de taxas de eclosão: A1 85,26% (N=36); A2 84,64% (N=39), BV 83,33% (N=32); C1 82,67% (N = 58); e, C2 80,76% (N=38). As praias estudadas não apresentaram diferença significativa nas taxas de eclosão (F = 0,466273

1º Congresso Brasileiro de Herpetologia
11 a 16 de Julho de 2004
Curitiba -PR

Resumos do 50º Congresso Brasileiro de Genética • 7 a 10 de setembro de 2004
Costão do Santinho • Florianópolis • Santa Catarina • Brasil
www.sbg.org.br - ISBN 85-89109-04-6

cucabf@hotmail.com
Palavras-chave: Lepidochelys olivacea; mtDNA, diversidade genética, tartaruga, conservação

Fernandes, LB; Castilhos[2], J; Bonatto[1], SL
[1]Centro de Biologia Genômica e Molecular, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS [2]Projeto TAMAR-IBAMA, SE

Variabilidade no DNA mitocondrial de *Lepidochelys olivacea* (tartaruga marinha Oliva) na costa brasileira

Por muito tempo as tartarugas marinhas têm sido globalmente ameaçadas por atividades humanas. Populações já foram extintas e muitas outras foram drasticamente diminuídas. A criação de projetos de conservação, como o TAMAR no Brasil, e pelo mundo todo têm permitido uma maior proteção a estas espécies, porém elas ainda correm riscos devido à matança de fêmeas, captura de ovos nas praias e à captura acidental em atividades de pesca. As rotas migratórias, o grau de isolamento entre as populações e a fidelidade ao sítio de desova, são questões que precisam ser mais estudadas não só na tartaruga Oliva (*Lepidochelys olivacea*) como em todas as outras espécies de tartarugas marinhas. A Oliva é uma das mais abundantes tartarugas marinhas, é encontrada globalmente pelos mares tropicais, migrando entre as áreas de alimentação e desova nas praias continentais e ilhas oceânicas. Segundo dados do projeto TAMAR, a Oliva apresenta uma população reduzida na costa brasileira. No litoral de Sergipe ocorre a maior concentração de fêmeas desovando no Brasil. Muito pouco é conhecido sobre a diversidade genética das populações dessa espécie e sua estruturação geográfica. Estas questões precisam ser melhor conhecidas para que seja possível aprimorar as estratégias globais de conservação. Este trabalho tem como objetivo estimar a variabilidade genética no DNA mitocondrial de *L. olivacea* no litoral brasileiro e comparar com populações de outros locais de desova no mundo. Até o momento foram estudadas 49 amostras de pele ou músculo coletadas nas bases do Projeto TAMAR nos estados de Sergipe: bases de Pirambú (n=31), Abaís (n=07), Ponta dos Mangues (n=06) e Bahia: base de Sítio do Conde (n=05) nas temporadas de 2002/2003 e 2003/2004. As amostras conservadas em álcool 70% tiveram seu DNA extraído utilizando-se protocolos diferentes: fenol:clorofórmio e sílica. O gene para o citocromo b foi amplificado através de PCR, seqüenciado, e as seqüências obtidas foram alinhadas no programa ClustalX e editadas manualmente no BioEdit. Todas as seqüências foram idênticas entre si, em aproximadamente 1000pb do gene, corroborando um estudo anterior que aponta para níveis extremamente baixos de variabilidade genética no mtDNA para *L. olivacea* como um todo, e ausência de variabilidade na população do Sergipe e Bahia. Este estudo pretende analisar também toda a região controle do DNA mitocondrial. ■

Apoio Financeiro: CNPq e FAPERGS

Baixa diversidade genética na população brasileira de Lepidochelys olivacea (Tartaruga Oliva).

Luiza B Fernandes
Jaqueline Comin de Castilhos
Sandro Luis Bonatto

Projetos de conservação, como o TAMAR no Brasil e em vários outros países, têm permitido uma maior proteção às tartarugas marinhas, porém, elas ainda correm riscos devido à captura em atividades de pesca, à matança das fêmeas e destruição dos ninhos nas praias e à poluição dos oceanos. As rotas migratórias, o grau de isolamento entre as populações e a fidelidade ao sítio de desova precisam ainda ser mais estudadas não só nesta espécie como nas outras espécies de tartarugas marinhas. A tartaruga Oliva, Lepidochelys olivacea, distribui-se globalmente nas águas mornas dos mares tropicais e também em pontos do Atlântico Norte, migrando entre as áreas de alimentação e as de desova nas praias continentais. Segundo dados do projeto TAMAR, a Oliva apresenta uma população reduzida na costa brasileira. No litoral de Sergipe ocorre a maior concentração de fêmeas desovando no Brasil. Muito pouco é conhecido sobre a diversidade genética das populações dessa espécie. Estas questões precisam ser melhor conhecidas para que seja possível aprimorar as estratégias globais de conservação. Este trabalho tem como objetivo estimar a variabilidade genética no DNA mitocondrial de L. olivacea no litoral brasileiro e comparar com populações de outros locais de desova no mundo. Até o momento foram estudadas 44 amostras de pele coletadas nas bases do Projeto TAMAR nos estados de Sergipe: bases de Pirambú (n=31), Abaís (n=07), Ponta dos Mangues (n=06) e Bahia: base de Sítio do Conde (n=05) nas temporadas de 2002/2003 e 2003/2004. As amostras conservadas em álcool 70% tiveram seu DNA extraído utilizando-se dois protocolos: fenol:clorofórmio e sílica. O gene para o citocromo b foi amplificado através de PCR, seqüenciado, e as seqüências obtidas foram alinhadas no programa ClustalX e editadas manualmente no BioEdit. Todas as seqüências foram idênticas entre si, em aproximadamente 1000pb do gene, corroborando um estudo anterior que aponta para níveis extremamente baixos de variabilidade genética no mtDNA para L. olivacea como um todo, e ausência de variabilidade na população do Sergipe e Bahia. Este estudo será complementado com a análise da região controle do DNA mitocondrial.

Iº Congresso Brasileiro de Herpetologia
11 a 16 de Julho de 2004
Curitiba/PR

ANESTESIA EPIDURAL EM TARTARUGAS MARINHAS (*Chelonia mydas)* SUBMETIDAS À EXCISÃO DE PAPILOMAS

Fábio Futema[1], Max Rondon Werneck[2], José Heitzmann Fontenelle[3], Rodrigo Pinho Gomez Lopez[4], Danilo Kluyber de Souza[4], Paula Baldassin[4]

[1]Prof. Dr.Disciplina de Técnica Cirúrgica e Anestesiologia, Universidade Paulista (UNIP), R. Ten. Júlio Prado Neves, 965 - São Paulo-SP, 02370-000, fabiofutema@uol.com.br; [2]Médico Veterinário Fundação Pró-Tamar, R. Antonio Athanazio, 273 – Ubatuba-SP, 11680-000, max@tamar.org.br; [3]Prof. Disciplina de Animais Silvestres, Universidade Metropolitana de Santos (UNIMES); [4]Médico Veterinário autônomo

A fibropapilomatose é uma das grandes ameaças à população de C*helonia mydas* de Ubatuba, sendo a excisão dos papilomas o procedimento terapêutico recomendado para o tratamento desta enfermidade. Cloridrato de cetamina é o anestésico de escolha para esta espécie, contudo, a dose de 60 a 80mg/kg administrada pela via intramuscular, além de onerar o custo do procedimento, pode levar a um período prolongado de recuperação que pode ultrapassar 24 horas. Outra desvantagem é que nesta dose, a cetamina pode produzir sedação ao invés de anestesia cirúrgica, tornando necessários, assim, a utilização de anestésicos inalatórios como halotano e isofluorano e equipamentos que elevariam ainda mais o custo do procedimento. A técnica de anestesia infiltrativa utilizando como anestésico local a lidocaína permite relativa segurança, pois, dependendo do volume administrado, pode haver intoxicação por overdose. Já foi descrita uma técnica de anestesia epidural em uma tartaruga marinha submetida a osteossíntese de carapaça. No presente trabalho, tartarugas marinhas (C*helonia mydas)* foram submetidas à referida técnica para a excisão de papilomas. Foram utilizados 10 animais internados no Projeto Tamar-Ibama - Base de Ubatuba, acometidos por fibropapilomatoses localizadas desde a segunda placa lateral até a extremidade da cauda. A técnica anestésica realizada foi a anestesia epidural com a utilização de lidocaína sem vasoconstritor a 2%, na dose de 0,2 ml para cada 10 cm de carapaça. Em todos os animais foi possível realizar o procedimento cirúrgico, uma vez que não responderam a estímulos dolorosos, o que foi observado pela ausência de reações comportamentais como movimentos das nadadeiras anteriores ou meneios de cabeça. O peso foi de 12,05±3,54 quilos, o comprimento curvilíneo da carapaça foi de 45,25±5,88 centímetros, a dose de lidocaína em miligramas por quilo foi de 1,56±0,25, o tempo de latência foi de 3±1,76 minutos, a recuperação dos movimentos da cauda ocorreu após 58,9±19,19 minutos, enquanto os movimentos das nadadeiras posteriores iniciaram após 62,9±19,96 minutos e o tempo para a recuperação total dos movimentos das nadadeiras posteriores foi de 83,9±16,20 minutos, momento identificado através do cruzamento das nadadeiras após estímulo na região caudal. Neste momento, as tartarugas foram devolvidas para seus devidos recintos. Mediante os resultados obtidos, confirmamos que a técnica de anestesia epidural promove anestesia efetiva de toda a região caudal das tartarugas marinhas, o que viabiliza, portanto, a excisão de papilomas ali localizados.

*O Projeto Tamar-Ibama é um programa de conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e Patrocinado pela Petrobrás.

Ocorrência de filhote de tartaruga cabeçuda, *Caretta caretta*, ao largo da costa do Estado de São Paulo.

GIFONNI, B.B[1]; FERNANDES, J.S[2]; MACEDO, S.[2]; BECKER, J.H.[2]

1. Projeto Tamar-Ibama, Tamar/Pesca: bruno@tamar.org.br
2. Projeto Tamar-Ibama, Base de Ubatuba/SP: tamaruba@tamar.org.br

O Projeto TAMAR-IBAMA, criado em 1980 para proteger as 5 espécies de tartarugas marinhas que freqüentam a costa brasileira. Em 2001, iniciou ações que culminaram na estruturação do "Plano Nacional para a Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Atividade Pesqueira" – Plano TAMAR/Pesca. A pesca de cações com redes de deriva em Ubatuba/SP é uma das pescarias monitoradas neste Plano. No dia 11/04/2003, a tripulação da embarcação Cristo Rei VII, encontrou um filhote de tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*), flutuando nas coordenadas 24°41'25''S e 44°33'74W, em região de profundidades que variam de 200 a 300 m. O filhote foi recolhido, mantido em um recipiente com água e alimentado com pedaços de peixe até ser entregue ao TAMAR Ubatuba no dia 25/04/03, quando a embarcação atracou no píer do Saco da Ribeira. Foram registrados a largura e o comprimento curvilíneos da carapaça (CCC=10cm; LCC=9,5cm), bem como suas dimensões retilíneas (CRC=9,3cm; LRC=8,0cm). O filhote foi pesado em balança digital, registrando 165g. Também foi coletada amostra de tecido para posterior análise genética. Em 01/05/2003, a tartaruga foi devolvida ao mar na posição 24°16'64''S e 43°20'69''W, pela mesma embarcação que a capturou. O sítio reprodutivo de *Caretta caretta* mais próximo situa-se na Bacia de Campos/RJ, a uma distância mínima de 250 milhas náuticas do local onde o filhote foi encontrado. Sabe-se que o ciclo de vida destas tartarugas inclui uma fase pelágica e que no Atlântico Norte, a deriva destes filhotes nas correntes pode durar entre 6,5 e 11,5 anos. Pouco se sabe sobre esse período de vida em relação às populações de *Caretta caretta* no Atlântico Sul. Este é o primeiro registro de um filhote nesta circunstância, na região. O esforço do Plano TAMAR/Pesca, com a colaboração de mestres e tripulação das embarcações monitoradas poderá gerar informações importantes sobre o ciclo de vida das tartarugas marinhas no Atlântico Sul, fornecendo subsídios para implantação de ações de conservação desses animais em ambientes pelágicos. O Projeto Tamar-Ibama é um Programa de Conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-Tamar e patrocinado pela Petrobrás.

SENSIBILIZAÇÃO AMBIENTAL NAS COMUNIDADES DO ENTORNO DA RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL – IBAMA/SE: PAPEL E IMPORTÂNCIA DA QUADRILHA JUNINA DAS TARTARUGAS

Dayse Aparecida dos Santos Rocha[1], Acácia Dias da Cruz[2], Jucivaldo Góis dos Santos[2]
[1]Fundação Pró-TAMAR (tamarse@tamar.org.br), [2] Comunidade de Pirambu/SE

Sensibilizar os moradores do entorno da Reserva Biológica de Santa Isabel/IBAMA e envolvê-los no processo de proteção às tartarugas marinhas, animal ameaçado de extinção é um desafio, pois sabe-se que mudar valores e atitudes enraizados por muitos anos não é tarefa fácil.

A partir de atividades juntos às comunidades foi possível identificar manifestações culturais esquecidas no tempo. Partindo-se da identificação do potencial e das dificuldades enfrentadas, foi estabelecida uma parceria entre o Projeto Tartarugas Marinhas (TAMAR) e a própria comunidade local através do Programa de Valorização da Cultura Local. Dentro deste programa encontra-se as atividades de apoio à Quadrilha Junina das Tartarugas, a qual foi fundada há 17 anos, sendo composta de 50 componentes da comunidade de Pirambu/SE, incluindo crianças, adolescentes e jovens – estudantes, filhos de pescadores ou beneficiadores de camarão.

O processo de mobilização para a produção e valorização desta manifestação cultural conta com as pessoas da própria comunidade, dentre elas ex-integrantes da quadrilha junina, os quais sensibilizam os novos integrantes, organizam as indumentárias e marcam os encontros e ensaios.

Utilizando os festejos juninos, instrumento cultural forte na região nordeste, a Quadrilha realizou apresentações nas comunidades litorâneas do entorno da Reserva Biológica de Santa Isabel(ReBio), levando a mensagem de conservação ambiental através das músicas elaboradas e modificadas pelos próprios integrantes, que identificam a tartaruga como principal elemento apoiador a esta atividade. No ano de 2003 realizou 12 apresentações e 23 ensaios assistidos por cerca de 6.540 pessoas.

Os integrantes, formadores de opinião, participaram de visitas orientadas ao Centro de Educação Ambiental da ReBio e ao Oceanário de Aracaju onde foram orientados sobre as questões ambientais, a importância dos ambientes marinhos e as atividades desenvolvidas pelo IBAMA na região.

Como reflexos das atividades desenvolvidas pela Quadrilha têm-se as modificações nos costumes e modos em relação às tartarugas marinhas, passando-se de predadores para protetores da vida, o que constatamos pela possibilidade da permanência de ninhos em seu local de origem, ou seja, desovas “in situ”.

A Originalidade, aliada ao entusiasmo, carinho e atitude, explicam o sucesso desta forma de se expressar.

PALAVRAS-CHAVE: **Unidade de Conservação; valorização cultural; comunidades**.

V Fórum Brasileiro de Educação Ambiental
3 à 6 de Novembro de 2004
Goiânia – GO

AVALIAÇÃO DA MORTALIDADE DA TARTARUGA MARINHA LEPIDOCHELYS OLIVACEA E DE SUA RELAÇÃO COM ATIVIDADES DE PESCA DE CAMARÃO, REGIÃO COSTEIRA DE SERGIPE, BRASIL.

Augusto César Coelho Dias da Silva (1); Jaqueline Comin de Castilhos (2); Fábio Lira das Candeias Oliveira (2); Marilda Inês Weber (2); Dayse Aparecida dos Santos Rocha(2).
1 – Reserva Biologica de Santa Isabel/Ibama; 2 – Fundação Pró-TAMAR
tamarse@tamar.org.br

O litoral do Estado de Sergipe constitui o maior sítio reprodutivo do Brasil da tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*), totalizando cerca de 85% das desovas registradas nas bases de pesquisa do Tamar/IBAMA. A captura incidental e morte de tartarugas marinhas devido a intensificação da pesca costeira e oceânica constituem um dos maiores desafios ao programa de recuperação e proteção destes quelônios marinhos. A aproximação das embarcações a menos de 3 milhas náuticas da costa para a pesca de arrasto de camarão durante os meses de reprodução das tartarugas marinhas vem resultando, a cada ano, na captura incidental e morte de dezenas de animais. Através de uma campanha educativa (realizada desde 1993) o TAMAR orienta os pescadores das embarcações de arrasto de camarão sobre os procedimentos adequados de reanimação de tartarugas capturadas incidentalmente. E, desde 1999, através de um monitoramento marinho, o Tamar realiza abordagens educativas às tripulações de arrasto de camarão e procura minimizar a pesca de arrasto dentro das 3 milhas náuticas. Um monitoramento terrestre foi realizado também para garantir a localização e registro de tartarugas mortas em 125 dos 163 km de litoral Sergipano. A identificação da espécie foi realizada mediante análise das estruturas morfológicas externas dos animais que não se apresentavam em avançado estágio de decomposição. Entre 01 de janeiro de 1998 e 31 de dezembro de 2001, um total de 198 tartarugas mortas foram registradas nas praias de Sergipe. Destas, apenas 2% (n=4) foram registradas durante o período do defeso da pesca de arrasto de camarão (de 01 de maio a 19 de junho). Das 125 tartarugas identificadas quanto à espécie, 63% (n=79) foram tartarugas *L. olivacea*. Tais resultados sugerem estreita relação da pesca de arrasto de camarão com a mortalidade de tartarugas marinhas (em especial da *L. olivacea*). Enquanto não houver alteração da política de ordenamento da pesca de arrasto de camarão e cumprimento das normas já existentes, a mortalidade de tartarugas marinhas através das capturas incidentais representará uma eminente possibilidade de declínio populacional a curto prazo.

Referencias Bibliográficas:

MARCOLVALDI M. Â. & MARCOLVALDI, G.G., 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91:pp 35-41.

Congresso Brasileiro de Oceanografia
5 a 10 de Outubro de 2004
Itajaí - SC

ORAVETZ A. C; 2000. Reducción de la captura incidental em pesquerías. Técnicas y manejo para la conservación de las tortugas marinas pp 217-219.

SILVA, A.C.C.D. DA; CASTILHOS, J.C. DE; ROCHA, D.A.S; OLIVEIRA, F.L. DAS C.; WEBER, M.I.;BARATA. P.C.R. 2002. Nesting biology and conservation the olive ridley sea turtles (Lepidochelys olivacea) in the state of Sergipe, Brasil, 1990/1991 – 2000/2001. Simpósio Internacional de Tartarugas Marinhas Miame – Flórida/USA 04-07 de abril de 2002.

Agredecimentos:

O trabalho de conservação das tartarugas marinhas em Sergipe tem como patrocinador oficial a Petrobras. O TAMAR agradece a equipe de tartarugueiros e estagiários pela dedicação e envolvimento na execução das atividades.

RELATO DE ENCALHE E REABILITAÇÃO DE TARTARUGA GIGANTE *Dermochelys coriacea* (VANDELLI, 1761) NO LITORAL SUL DE SÃO PAULO

Max Rondon Werneck[1], Paula Baldassin[2], Andréa Maranho[3], Marilene Machado Silva[4], Pryscilla Maracini[2]

1 - Médico Veterinário Fundação Pró-Tamar – R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba – SP, CEP 11680-000 max@tamar.org.br
2- Médica veterinária autônoma
3- Aquário Municipal de Santos – amaranho@iron.com.br
4- Hospital Veterinário Universidade Paulista- UNIP

Uma tartaruga gigante (*Dermochelys coriacea*) encalhada na praia em Ilha comprida, litoral sul de São Paulo, no dia 14/10/2003 foi reabilitada pelo Projeto TAMAR-IBAMA da base de Ubatuba-SP, após o resgate pela equipe do Parque Estadual da Ilha do Cardoso que transportou a tartaruga até os tanques do Parque, onde foi realizado o exame clínico. Tratava-se de um macho com cerca de 300 kg, 1,46m de comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) e 99 cm de largura curvilínea de carapaça (LCC). A nadadeira anterior esquerda foi amputada junto à articulação úmero-rádio-ulnar, por causa desconhecida. A porção distal do úmero que estava exposta apresentava o ferimento em processo de cicatrização. Foram coletadas amostras para bioquímica sanguínea, sendo possível dosar a creatinina 0,7mg/ml, uréia 30,6mg/dl, ácido úrico 3,0mg/dl. Iniciou-se o tratamento com a aplicação de antibiótico (Penicilina–10mg/kg/24h/ via IM), de protetor hepático (0,05ml/kg/24h via IM) e hidratação com cloreto de sódio a 0,9% (10ml/kg via SC). Durante a permanência no tanque observaram-se alterações comportamentais, como agitação com choques contra as bordas do tanque e tranqüilidade parcial, quando no escuro. Em 20/10/2003, já se encontrava clinicamente estável, reagindo bem a estímulos de toque. Foi solto no mar no mesmo dia, próximo da Ilha do Bom Abrigo, anilhada com marcas INCONEL (National Band and Tag Co., USA, modelo 681), de números 30389 e 30390 nas nadadeiras posteriores. Em 10/01/2004, animal encalhou novamente no Município de Praia Grande. Foi levado para o Aquário de Santos e acomodado em piscina com água salgada e baixa intensidade de luz para reduzir o estresse. Foi realizada debridação de material caseoso de ferimentos do casco, da região escapulo-umeral e da maxila e mandíbula apresentando comprometimento ósseo. Foi administrada enrofloxacina 6 mg/kg/via IM, fluidoterapia (ringer lactato, glicose 5% e sol.fisiológica 1:1:1) e suplementação vitamínica IC, além da administração de óleo mineral VO. Foi encontrado um ovo de parasita durante exame parasitológico de fezes, sugerindo parasitose leve de diagnóstico não determinado. Devido à impossibilidade logística da realização de outros exames e a dificuldade de adaptação do anima às condições do cativeiro, optou-se pela liberação rápida do animal antes de sua total reabilitação. O hemograma apresentou hemácias 161600mm^3, hematócrito de 15%, hemoglobina 4,9g/dl, Leucócitos 11.870/mm^3, heterófilos 65%, eosinófilos 7%, basófilos 2%, linfócitos 26%. O animal foi liberado em 15/01/04 no entorno do Parque Estadual Marinho da Laje de Santos. Durante a soltura demonstrou desorientação, lateralização à direita e muito esforço durante os movimentos natatórios. O animal mergulhou algumas vezes de forma progressiva antes de partir.

O Projeto Tamar-Ibama é um programa de Conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pro-TAMAR e patrocinado pela Petrobras.

Universidade Federal do Espírito Santo
Centro de Ciências Humanas e Naturais
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas

Abundância, Tamanho e Condição Corporal em *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758) na Área do Efluente da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão), Espírito Santo - Brasil

Evelise Torezani

Sérgio Lucena Mendes
Orientador

Vitória, ES
Abril, 2004

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

2004

Universidade Federal do Espírito Santo
Centro de Ciências Humanas e Naturais
Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas

Abundância, Tamanho e Condição Corporal em *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758) na Área do Efluente da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão), Espírito Santo - Brasil

Evelise Torezani

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal da Universidade Federal do Espírito Santo como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas

Vitória, ES
Abril, 2004

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

2004

Abundância, Tamanho e Condição Corporal em *Chelonia mydas* na Área do Efluente da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão), Espírito Santo – Brasil

Evelise Torezani

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas.

Aprovada em 29/04/2004 por:

_____
Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes – Orientador, UFES

_____
Prof. Dr. Agnaldo Silva Martins, UFES

_____
Prof. Dra. Eliana Reiko Matushima, USP

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
Vitória, Abril de 2004

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

2004

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

Torezani, Evelise, 1979-
T681a Abundância, tamanho e condição corporal em *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758) na área do efluente da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão) / Evelise Torezani. – 2004.
54 f. : il.

Orientador: Sérgio Lucena Mendes.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Tartaruga marinha - Crescimento. 2. Tartaruga marinha - Alimentos. 3. Tumores I. Mendes, Sérgio Lucena. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. III. Título.

CDU: 57

SUMÁRIO

Dedicatória....i

Agradecimentos....ii

Lista de Tabelas....iv

Lista de Figuras....v

Resumo....vi

Abstract....vii

1.Introdução....2

2. Material e Métodos....9

Área de estudo....9

Metodologia....12

Análise dos dados....14

3.Resultados....17

Abundância e sazonalidade....17

Classe de tamanho das tartarugas....22

Recaptura....26

Taxa de crescimento....28

Condição corporal....31

4.Discussão....34

5. Referências Bibliográficas....40

6. Anexos....52

6.1. Anexo 1 (Planilha de campo)....52

6.2. Anexo 2 (Planilha de registro de fibropapilomatose)....53

6.3. Anexo 3 (Normas da revista).....55

A todos aqueles que de uma certa forma contribuem para a conservação da nossa biodiversidade

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Prof. Dr. Sérgio Lucena Mendes, pela oportunidade de desenvolver este trabalho sob sua orientação e pelo aprendizado proporcionado.

A todos os professores do Mestrado em Biologia Animal, e em especial à amiga Prof. Dra. Rosebel Cunha Nalesso, pelo aprendizado concedido.

À CAPES, pela bolsa de estudo concedida.

A todos meus colegas de mestrado, e em especial Dulce, Karla, Teta, Fabrício, Ale, Ju, Filipe e Chico, pelas discussões, companheirismo e também pelos momentos de descontração.

Aos professores Drs. Paulo de Marco Jr. e Eliana Zandonade pelo auxílio nas análises estatísticas.

À Cecília Baptistotte, ao João Carlos Thomé (Joca) e ao Marcelo Renan, pelas valiosas discussões e sugestões no conteúdo da dissertação.

Ao Dr. Paulo Barata pelas sugestões e valiosas críticas no conteúdo da dissertação.

Aos amigos de campo, Bruno, Larissa e Márcio pelas agradáveis horas de trabalho e amizade ao longo desses anos.

Aos Bombeiros da CST, Edmundo e Torezani, por tantas tartarugas capturadas e pela amizade que ficou.

A toda equipe do Projeto TAMAR/IBAMA por toda metodologia empregada, disponibilidade dos dados, referências bibliográficas, fotos, materiais e apoio nos momentos de dúvidas.

À CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão) pelo financiamento do projeto e liberação do local para estudo.

Aos amigos, Marta, Poly, Lia e Cinara, pelo incentivo.

Ao meu anjo, que muitas vezes me deu força, energia e palavras de conforto nos momentos mais difíceis.

A Deus por iluminar minha mente e guiar os meus passos.

Em especial, aos meus pais, irmãos e a toda minha família pelo apoio, compreensão e dedicação, sem os quais, este trabalho não se realizaria.

Agradeço também, a todos aqueles que, de alguma forma, contribuíram para a realização deste trabalho e pela manutenção e preservação das tartarugas marinhas.

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Média do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) na primeira captura, das tartarugas-verdes com e sem tumores, no canal do efluente final da CST.....25

TABELA 2 - Média da taxa de crescimento e peso por classe de tamanho e por categoria de infestação de tumor das tartarugas-verdes no canal do efluente final da CST.....30

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – *Chelonia mydas* capturada no efluente final da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão), Vitória, Espírito Santo.....4

FIGURA 2 – *Chelonia mydas* com fibropapilomatose.....8

FIGURA 3 – Foto da área de estudo.....11

FIGURA 4 – Captura por unidade de esforço (CPUE), por mês, ao longo dos três anos, no efluente final da CST.....18

FIGURA 5 – Número de *Chelonia mydas* capturadas por unidade de esforço (CPUE) ao longo de três anos de estudo.....20

FIGURA 6 – Relação entre a temperatura e a CPUE ao longo dos três anos.....21

FIGURA 7 – Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) inicial das tartarugas capturadas na CST.....23

FIGURA 8 – Distribuição do intervalo de recaptura entre a primeira e a última recaptura das tartarugas-verdes ao longo dos três anos.....27

FIGURA 9 – Relação comprimento-peso das tartarugas-verdes com e sem tumores no canal do efluente final da CST.....33

RESUMO

Exemplares juvenis e adultos de tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) L. são encontrados em áreas de alimentação ao longo de praticamente toda a costa brasileira. No entanto, existem poucos estudos populacionais sobre esta espécie no Brasil. A área de estudo está localizada no município da Serra, a 14km de Vitória, na parte terminal do canal efluente da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão) (20°16'06''S e 40°13'35''W). Este local apresenta uma concentração significativa de tartarugas-verdes que utilizam a área para alimentação, sendo que muitas destas tartarugas apresentam fibropapilomatose, uma neoplasia cutânea de etiologia desconhecida. No mundo, grande parte das populações está ameaçada pela doença. A abundância, sazonalidade, classes de tamanho, tempo de residência, taxa de crescimento e condições corporais das tartarugas foram analisadas de agosto de 2000 a agosto de 2003. No total, 354 tartarugas-verdes foram capturadas, marcadas, medidas, pesadas, a presença de tumores avaliados visualmente e liberadas posteriormente. Cento e sessenta e oito tartarugas diferentes foram observadas durante 242h57min de esforço de captura (1.46 tartarugas/hora de esforço). Destas, 98 foram capturadas uma vez e 70 mais de uma vez, com um intervalo médio entre a primeira e a última captura de 203 dias (variando entre 1 e 602 dias). O comprimento curvilíneo da carapaça variou de 28,0 a 56,7 cm demonstrando serem indivíduos jovens, sendo que a incidência de tumor foi de 37,5%. A taxa de crescimento foi de 2,19 cm/ano para as tartarugas com tumores e 3,47 cm/ano para as sem tumores. A captura por unidade de esforço não teve relação com a temperatura da água, mas há indícios de que está positivamente relacionada com a disponibilidade de alimento.

ABSTRACT

Juvenile and adult green sea turtles (*Chelonia mydas*) are found in feeding areas along most of the Brazilian coast. However, information about this species on Brazil coast is scanty. The study is located in the locality of Serra, 14km north of Vitoria, in the effluent discharge channel of the Companhia Siderurgica de Tubarão (Tubarão Steel Company) (20°16'06''S, 40°13'35''W). In this area, there are a significant number of green sea turtles that utilize the place for feeding and were observed that many turtles have fibropapillomatosis, a tumor of unknown etiology. In the world, a lot of turtles are threatened by this disease. Abundance, seasonality, size classes, residency, growth, and corporal conditions of sea turtles were investigated from August 2000 to August 2003. A total of 354 green turtle was captured, tagged, measured, weighed, the presence of tumors assessed visually and released later. One hundred sixty eigth diferents animals were observed during 242h57min of effort (1,46 turtle/effort hour). Seventy were captured two or more times with a mean interval from first to last capture of 203 days (range 1-602 days) and ninety eight were captured just once. The curved carapace length ranged from 28,0 to 56,7cm characterizing by juveniles individuals and the prevalence of fibropapillomatosis was 37,5%. The growth rates of tumored turtles were 2,19 cm/year and non-tumored turtles were 3,47 cm/year. Catch-per-unit-effort was not correlated with water temperature, but there are indicatives that were positively related to the presence of food.

1. INTRODUÇÃO

Chelonia mydas é encontrada em mares tropicais e subtropicais, em geral entre 40°N e 40°S de latitude, e ocorre em águas costeiras e praias de desova de pelo menos 139 países (Hirth, 1997). No mundo, umas das principais áreas de alimentação conhecidas são na Nicarágua (Carr et al., 1978), Flórida (Schmid, 1995), Porto Rico (Colazzo et al., 1992), Havaí (Balazs et al., 1993), Texas (Shaver, 1994), Ilhas de Galápagos no Equador (Green, 1993) e Austrália (Limpus et al., 1994b), enquanto que em áreas de reprodução umas das principais áreas são nas Ilhas Ascensão, África (Mortimer e Carr, 1987), em Tortuguero, Costa Rica (Ogren, 1989), Indonésia (Groombridge e Luxmoore, 1989) e Ilha de Galápagos (Green, 1993). Exemplares juvenis e adultos são encontrados em áreas de alimentação ao longo de praticamente toda a costa brasileira e esta é a espécie mais abundante no litoral do Espírito Santo (Figura 1).

Esta espécie alimenta-se principalmente de algas bentônicas e plantas marinhas e passa a maior parte do seu ciclo de vida em baías rasas e áreas próximas à costa onde essas algas e plantas são mais abundantes (Balazs, 1980; Bjorndal, 1985; Bjorndal et al., 1991). A dieta alimentar das tartarugas verdes varia dependendo do seu estágio de desenvolvimento, sendo os filhotes omnívoros ou carnívoros, alimentando-se em zonas epipelágicas (Hirth, 1997). Já os jovens maiores, subadultos e adultos são predominantemente herbívoros, alimentando-se em áreas denominadas “habitats de alimentação e desenvolvimento” (Carr e Caldwell, 1956; Hirth, 1997). A maior parte do seu ciclo de vida é gasto nestas áreas de alimentação e relativamente pouco tempo é gasto em áreas de desova (Balazs, 1980). Segundo Hirth 1997, as categorias etárias das tartarugas verdes são definidas como: filhotes, que é a primeira semana de vida; jovem, que é de pós-

filhote até 40 cm de comprimento da carapaça; subadulto, de 41 cm até atingirem a maturidade sexual (aproximadamente entre 70 a 100 cm de comprimento) e adulto após atingirem a maturidade sexual.

Estudos com marcação e recaptura em ambiente natural com tartarugas-verdes juvenis foram realizados primeiramente por Schmidt (1916) nas Ilhas Virgens. Estudos posteriores foram realizados na costa oeste da Flórida por Carr e Caldwell (1956) e em Bermudas por Burnett-Herkes (1974). No Brasil, trabalhos de proteção à tartaruga marinha só começaram em 1980 com a criação do Projeto TAMAR-IBAMA (Programa Brasileiro de Conservação de Tartarugas Marinhas). O trabalho consistia exclusivamente na proteção de tartarugas marinhas em áreas de reprodução (Marcovaldi e Marcovaldi, 1999), que para esta espécie concentram-se nas ilhas oceânicas de Trindade-ES, Fernando de Noronha-PB e Atol das Rocas-RN, sendo Trindade a principal delas (Moreira et al., 1995). Trabalhos em áreas de alimentação só começaram em 1991 devido aos altos índices de captura acidental por pescadores constatados em algumas regiões (Marcovaldi et al., 1998). No litoral do Espírito Santo informações sobre crescimento, ocorrência e condições de saúde são muito escassas e como foi observada uma concentração significativa de tartarugas-verdes juvenis na área do efluente da Companhia Siderúrgica de Tubarão (CST), surgiu o interesse por estudos nesta área pelo Projeto TAMAR/IBAMA.

A literatura da biologia das tartarugas marinhas mundialmente é extensa, mas também se limita primeiramente a estudos em áreas de reprodução, conhecendo-se relativamente bem menos sobre a biologia das tartarugas marinhas em áreas de alimentação (Bjorndal, 1999). Historicamente, a coleta de ovos e a morte de fêmeas nas praias de desova são problemas de grande importância, o que naturalmente dirige a atenção dos pesquisadores e conservacionistas para as áreas de reprodução. Como as tartarugas

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71



Figura 1 - *Chelonia mydas* capturada no efluente final da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

marinhas também estão sujeitas a uma série de ameaças no mar, como poluição, doenças, captura acidental e predatória (Gibson e Smith, 1999; Herbst, 1999; Oravetz, 1999), hoje em dia estão sendo direcionados mais esforços nas atividades de pesquisas e medidas de conservação a serem também implementadas no mar.

Estudos sobre crescimento de tartarugas marinhas são um elemento importante para entender a demografia e a história de vida das espécies. O conhecimento da sua taxa de crescimento ajuda a determinar a idade e tempo de maturação em áreas de alimentação (Chaloupka e Musick, 1997). Esses parâmetros ajudam a elaborar modelos populacionais para a recuperação e conservação das tartarugas marinhas. Trabalhos experimentais em cativeiro mostraram que a taxa de crescimento das tartarugas depende da temperatura da água (Márquez, 1972), bem como da qualidade (Wood e Wood, 1981) e quantidade (Nuitja e Uchida, 1982) de alimento disponível. Outros fatores que também afetam a taxa de crescimento são idade, sexo, fisiologia de cada indivíduo e a localização geográfica (Hirth, 1997). Os primeiros estudos com crescimento de tartarugas verdes em ambiente natural começaram na Austrália (Limpus, 1979) e no Havaí (Balazs, 1979a), mostrando um crescimento lento e um tempo de maturação tardio. Carr et al. (1978) apontaram a importância de se obter mais dados de tartarugas jovens em ambientes naturais para entender melhor a dinâmica populacional dos animais adultos.

Atualmente, a espécie *Chelonia mydas* está incluída como "Vulnerável" na lista oficial de Animais Brasileiros Ameaçados de Extinção (IBAMA, 2003), no Apêndice I da Convenção Internacional sobre o Comércio de Animais Silvestres – CITES e consta como "Em Perigo de Extinção" no Red Data Book – IUCN (IUCN, 2003).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

A lista de parasitas, simbiontes e doenças encontradas em tartarugas verdes em todo o mundo é muito extensa (Hirth, 1997), entretanto nenhuma doença tem causado tanta preocupação como a fibropapilomatose (FP) em tartarugas-verdes em todo o mundo (Figura 2). Essa doença se manifesta através de massas tumorais variando de 0.1 a mais de 30 cm de diâmetro e foi descrita primeiramente em tartarugas verdes da Flórida em 1938 (Smith e Coates, 1938). A incidência de fibropapilomatose era muito baixa até a década de 80. A partir daí, o número de tartarugas verdes infectadas na Flórida e no Havaí aumentou drasticamente, e em alguns locais destas regiões cerca de 50% das tartarugas já exibem esses tumores (Erhart, 1991). Os tumores são freqüentemente benignos, mas o seu crescimento pode afetar a locomoção, alimentação, respiração, visão e condição de saúde das tartarugas-verdes (Herbst, 1994; Landsberg et al., 1999; Work e Balazs, 1999). No Havaí, tartarugas com FP apresentam uma menor taxa de crescimento do que as tartarugas sem tumores (Balazs et al., 1998). A etiologia da FP é ainda desconhecida, embora a causa esteja circunstancialmente ligada a um vírus (Jacobson et al., 1989; Herbst et al., 1995). Herbst et al. (1995) mostraram que a FP pode ser transferida via vírus às tartarugas sadias, embora haja também um co-fator, possivelmente do ambiente, que contribui para a disseminação da doença (Herbst, 2000). Anderson (2002) encontrou uma relação direta entre o dinoflagelado *Prorocentrunm* spp. e a ocorrência de FP em tartarugas verdes. No Brasil, nos últimos anos a freqüência de ocorrência de tartarugas marinhas com FP tem aumentado (Baptistotte et al., 2001), sugerindo que este pode ser causado por um agente infeccioso ou por influências ambientais tais como poluição química ou física, no entanto mais estudos são necessários para explicar a etiologia dessa doença (Matushima et al., 2001).

O objetivo do presente estudo é observar se há diferença significativa entre a taxa de crescimento e peso das tartarugas nas diferentes classes de tamanho e nas diferentes categorias de infestação de tumor; registrar a presença e a freqüência de ocorrência dos animais sadios e com tumores na área; relacionar a temperatura da água no local com o número de tartarugas capturadas por unidade de esforço; observar se há diferença entre a relação comprimento-peso dos animais sadios e doentes; registrar a tendência do número de tartarugas capturadas ao longo dos três anos e estudar o comportamento das tartarugas-verdes na região, quanto ao tempo de residência no local e sazonalidade.



Figura 2 – *Chelonia mydas* com fibropapilomatose capturada na CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão).

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na área da Companhia Siderúrgica de Tubarão (CST), que está localizada, no município da Serra, estado do Espírito Santo, Brasil, a 14 km ao norte de Vitória, capital do estado. A usina está instalada numa área de sete milhões de m^2 e tem como principal finalidade a produção de placas de aço semi-acabadas e bobinas à quente, com uma produção anual de 5 milhões de toneladas para abastecimento do mercado interno e externo. A área de estudo fica na parte terminal do canal-efluente da CST (20°16'06''S e 40°13'35''W), tem extensão de 500 m e cerca de 33 m de largura, com uma média de 2 m de profundidade (Figura 3).

A CST capta a água do mar a uma vazão de 28 a 32 mil m^3/hora, bombeando-a para troca de calor indireto da água industrial nas unidades operacionais. No sistema de drenagem são lançados os esgotos domésticos (de aproximadamente 7.000 mil pessoas) e industrial, após terem sido previamente tratados. A água também é utilizada para resfriamento das máquinas, com isso a temperatura da água no local durante os três anos de estudos atingiu uma média de 8,75°C (DP= 1,15°C) acima da temperatura do mar. A temperatura média da água na captação foi de 23,13°C (DP= 1,5°C), enquanto que no efluente final foi 31,89°C (DP= 1,65°C).

Esse aumento de temperatura e a disponibilidade de matéria orgânica propiciam um ambiente rico em algas no canal, o que provavelmente leva essas tartarugas a entrarem para se alimentar. A área do efluente final da CST oferece uma boa oportunidade de estudos,

devido à uma concentração significativa de tartarugas dentro de um canal, facilitando desta maneira a captura dos animais.



Figura 3 - Área de Estudo com as tartarugas-verdes no canal do efluente final da CST (Companhia Siderúrgica de Tubarão) (20°16’06’’S e 40°13’35’’W).

2.2. METODOLOGIA

O trabalho iniciou-se no dia 11 de agosto de 2000 e foram realizadas capturas semanais de tartarugas-verdes no efluente final da CST durante o período de três anos. A cada dia de trabalho, as capturas foram realizadas preferencialmente à tarde.

As capturas no canal foram feitas através de dois métodos que se mostraram mais eficientes, a captura com tarrafa (malha 5 cm) e com menor freqüência, manualmente. Os animais capturados foram marcados, com o auxílio de um alicate especial, com marcas de monel (National Band and Tag Co., USA, modelo 681) nas duas nadadeiras anteriores, na posição proximal, entre a primeira e a segunda escama da nadadeira, conforme metodologia padrão adotada pelo Projeto TAMAR/IBAMA. Quando os animais eram recapturados, as marcas encontradas eram anotadas em campo específico e todos os dados novamente coletados (Anexo 1). Caso as marcas encontradas estivessem em condições ruins ou alguma estivesse sido perdida, novas marcas eram colocadas. Os animais foram também pesados (balança Filizola com capacidade para 20kg, com precisão de 0.1kg) e medidos com fita flexível de plástico (comprimento e largura curvilíneo da carapaça em cm). O registro do peso de algumas tartarugas-verdes, nas primeiras semanas de trabalho, não foi obtido devido à falta de balança. Para se obter o comprimento curvilíneo da carapaça, a fita foi colocada diretamente sobre as placas superiores do casco do animal, tomando-se as medidas da distância entre a extremidade anterior e posterior da carapaça. Entende-se como extremidade anterior a borda da placa nucal, não devendo incluir a espessura do casco, e extremidade posterior o ponto médio do segmento de reta que une as extremidades das placas supracaudais. A largura do casco foi obtida pela região mais larga da carapaça, que é no segundo par de placas. Todas as medidas foram feitas por uma única pessoa para evitar

uma maior fonte de erro nos dados de crescimento (Bjorndal e Bolten, 1988; Boulon e Frazer, 1990).

Os animais foram examinados cuidadosamente dorsal e ventralmente para a avaliação do seu estado de saúde e presença ou ausência de tumores. O aspecto corporal das tartarugas foi avaliado segundo Walsh (1999), levando-se em consideração o afundamento do plastrão, a musculatura do pescoço e nadadeiras e características dos olhos. Caso os animais apresentassem tumores (fibropapilomas), os dados referentes a esta enfermidade eram registrados em planilhas específicas (Anexo 2). Os indivíduos capturados eram sempre examinados separadamente e todos os instrumentos esterilizados, para evitar possíveis contaminações entre animais. As tartarugas foram divididas em categorias de infestação de tumor, segundo Work e Balazs (1999) (0=sem tumores; 1=tumores menores que 1 cm; 2=tumores maiores que 1 cm e menores que 4 cm; 3=tumores maiores que 4 cm e menores que 10 cm; 4=tumores maiores que 10 cm). Quando recapturados, as tartarugas eram examinadas novamente para verificar se houve involução ou evolução nas categorias de infestação. Depois de todos os dados registrados a tartaruga era devolvida ao mar.

A média dos dados de temperatura da água (°C) no ponto de captação como no ponto do efluente final, de cada mês, durante os três anos foi fornecido pela Companhia Siderúrgica de Tubarão, através do Laboratório de Utilidades e Meio Ambiente (IPU).

2.3 ANÁLISE DOS DADOS

O esforço de captura, expresso como o número de tartarugas capturadas por hora de trabalho, foi registrado para a análise da CPUE (capturas por unidade de esforço). Para avaliar a associação entre CPUE e a temperatura foi feita uma regressão linear simples. Os dados de temperatura e sazonalidade de Agosto de 2000 a Julho de 2002 foram analisados separadamente dos de Agosto de 2002 a Agosto de 2003, já que no último ano houve um número de capturas bastante baixo. Para análise da temperatura foi utilizada a média da temperatura da água no efluente final da CST durante cada mês ao longo dos três anos. O teste Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar se a média do número de tartarugas capturadas por unidade de esforço variou entre as estações do ano, observando-se desta maneira se existe sazonalidade.

Para análise da distribuição de tamanho e peso das tartarugas, somente a primeira medida do comprimento curvilíneo da carapaça e do peso foi considerada. Como a amostra é pequena e o dado possui distribuição não-normal, usou-se o teste de Kolmogorov-Smirnov, (Zar, 1996). Quando necessário, para comparar o Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) das tartarugas capturadas com dados de Comprimento Retilíneo da Carapaça encontrados em outros trabalhos, estes foram convertidos para CCC por meio de fórmulas apresentadas por Bjordnal e Bolten (1989).

Para a análise do CCC pela presença ou ausência de tumores foi realizado o teste t para amostras independentes e para análise da relação comprimento-peso foi utilizada a Correlação Pearson. Já o teste Kruskal-Wallis foi utilizado para verificar se a média do CCC variou entre os anos e as estações.

Para o cálculo da taxa de crescimento das tartarugas com e sem tumores foi utilizado a variação do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) entre o intervalo de recaptura que é definido como o intervalo entre a primeira e a última recaptura, para aquelas tartarugas capturadas duas ou mais vezes. Somente as tartarugas com intervalo de recaptura maior que um dia foram incluídas no estudo. Esse parâmetro produziu dados de crescimento de 68 tartarugas-verdes. Valores de crescimento nulos não foram excluídos do cálculo. No caso de múltiplas capturas de um mesmo indivíduo, somente a captura inicial e a última captura foram utilizadas. As medidas de crescimento de um intervalo de tempo menor que um mês foram comparados aos maiores que um mês para determinar se houve diferença entre as duas estimativas. As comparações entre esses dois parâmetros foram feitas com o Teste t.

As tartarugas recapturadas foram designadas em três categorias de tamanho de 10 cm entre 20-50 cm, baseado na média da captura inicial e na última captura (Bjorndal e Bolten, 1988) e a média da taxa de crescimento foi calculada para cada intervalo e também para cada categoria de infestação de tumor. Para as análises de comparação entre as médias da taxa de crescimento entre as diferentes classes de tamanho e entre as diferentes categorias foi utilizado ANOVA e, a posteriori, o teste de Duncan, caso a ANOVA tivesse dado resultado estatisticamente significante. O cálculo da variação do peso foi feito de forma semelhante ao cálculo de crescimento.

Para a análise de ocorrência de tumores ao longo dos anos, tartarugas recapturadas mais de uma vez no mesmo ano foram contadas uma única vez, caso fossem recapturadas em anos diferentes foram incluídas novamente na análise, pois houve casos onde as tartarugas não apresentaram tumores na sua primeira observação e vieram a desenvolvê-los durante anos subseqüentes.

Para todas as variáveis foram testadas as hipóteses de normalidade e homogeneidade de variâncias antes de serem usados os procedimentos paramétricos necessários. Caso não fossem usados os paramétricos, procedimentos não paramétricos foram utilizados. Todas as análises estatísticas foram realizadas no SPSS 8.0 for Windows com α=0,05.

3. RESULTADOS

3.1. Abundância e Sazonalidade

Todas as tartarugas capturadas eram juvenis da espécie *Chelonia mydas* (tartaruga-verde). No total, houve 354 capturas durante 117 dias trabalhados, ou 242h57min de esforço (1.46 tartarugas capturadas/hora de esforço) na área do efluente final da CST. Destas 354 capturas, 168 tartarugas diferentes foram registradas, sendo que 70 foram capturadas mais de uma vez e 98 foram capturadas uma única vez. Em relação à forma de captura, 308 (87%) foram realizadas com tarrafa, 45 (12,71%) foram capturadas manualmente e apenas uma (0,28%) foi feita com puçá.

A Figura 4 mostra o número de tartarugas capturadas por unidades de esforço em cada mês em três anos de estudo. Em maio de 2001 não houve esforço de captura, já nos outros meses onde a CPUE foi igual a zero, houve esforço, mas não houve nenhuma tartaruga capturada. O número de tartarugas capturadas variou entre as estações do ano nos primeiros dois anos de estudos (KW=8,5, p=0,037), mostrando um maior número de tartarugas capturadas na primavera e no inverno do que no verão e no outono; no entanto, no último ano, em que o número de tartarugas reduziu-se drasticamente, não foi observada sazonalidade (KW=6,94, p=0,074).

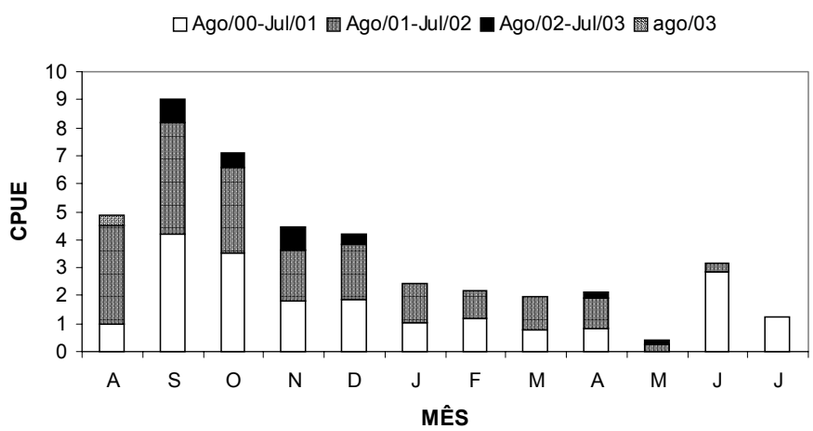


Figura 4. Capturas de tartarugas por unidade de esforço, por mês, ao longo dos três anos, na área do efluente final da CST, de Agosto de 2000 a Agosto de 2003 (N=354).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

Ao longo dos três anos de estudo foi observada uma grande redução de tartarugas-verdes na área do efluente da CST (Figura 5). No primeiro ano de estudo (Ago/00-Jul/01) foram capturadas 1,69 (47,2%) tartarugas-verdes por hora de trabalho, no segundo ano (Ago/01-Jul/02) 1,64 (45,8%) tartarugas e no último ano (Ago/02-Ago/03) 0,25 (7%) tartarugas-verdes. Todas tartarugas capturadas e observadas no último ano foram encontradas somente na parte final do efluente, já próximo ao mar, enquanto que nos outros anos elas foram mais abundantes dentro do canal. Neste mesmo período foi observada uma grande redução na presença de algas na área de captura. A alga verde *Enteromorpha* sp. foi a espécie mais abundante no canal e era freqüentemente encontrada dentro da boca das tartarugas capturadas.

A temperatura da água não afetou a abundância de tartarugas verdes no canal (Figura 6). No entanto, uma correlação negativa foi encontrada entre a temperatura da água e a CPUE (coef= -0,341, F= 9,243, p = 0,005) quando todos os anos foram analisados em conjunto. Quando os anos (Ago/2000 a Jun/2002 e Ago/2002 a Ago/2003) foram analisados separadamente, não foi observada uma correlação entre a temperatura da água e a CPUE, tanto nos dois primeiros anos (coef=-0,231, F=2,643, p=0,119), como no último ano (coef=0,0098, F=0,011, p=0,918). A temperatura média no efluente final da CST nos três anos foi de 31,89°C (DP=1,65°C), uma temperatura bastante elevada em relação à média da temperatura do mar (23,13°C, DP=1,5°C). Isso dá uma diferença média de 8,75°C acima da temperatura da água do mar. Nos dois primeiros anos a temperatura média foi de 31,4°C (DP=1,77°C) e no último ano foi 32,7°C (DP=0,99°C).

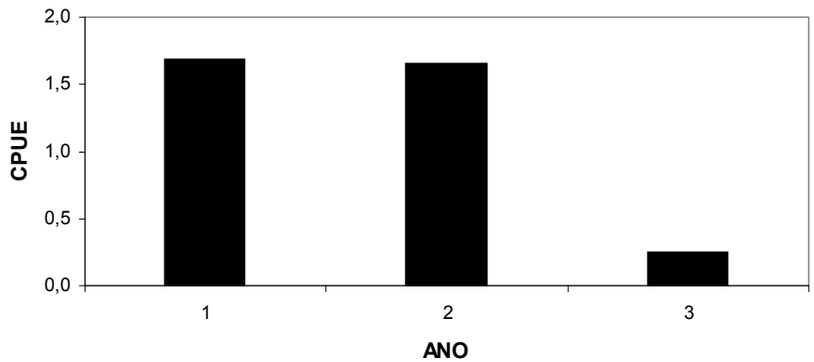


Figura 5. Número de *Chelonia mydas* capturadas por unidade de esforço (CPUE) na área do efluente final da CST ao longo dos três anos de estudo. Ano 1=Ago/00-Jul/01; Ano 2=Ago/01-Jul/02; Ano 3=Ago/02-Ago/03.

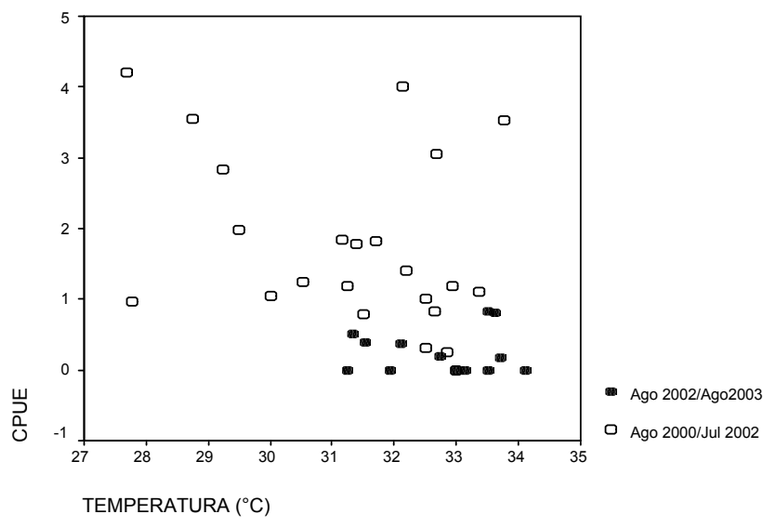


Figura 6. Relação entre a temperatura da água no efluente final da CST e a CPUE das tartarugas ao longo dos três anos.

3.2. Classe de tamanho das tartarugas

Entre os 168 indivíduos observados, o menor comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) na primeira captura foi 28,0 cm e o maior foi 56,7 cm, sendo o comprimento médio de 39,8 cm (DP=5,34 cm) (Figura 7). Os dados mostraram que a distribuição do comprimento curvilíneo da carapaça é normal (teste KS =0,651, *p*=0,79) e a maior freqüência de indivíduos foi registrada na categoria entre 35 a 40 cm, com 60 tartarugas (35,7%). Já a largura curvilínea da carapaça variou entre 25,3 e 55,5 cm, sendo a largura média de 36,3 cm (DP=5,07 cm). O peso também possui distribuição normal (teste KS =1,146, *p*=0,145) variando entre 2,35 e 18,2 kg, com o peso médio de 7,54 kg (N=147, DP= 3,14 kg), sendo a maior freqüência de indivíduos registrada na categoria entre 5 a 10 kg com 90 tartarugas (61,2%).

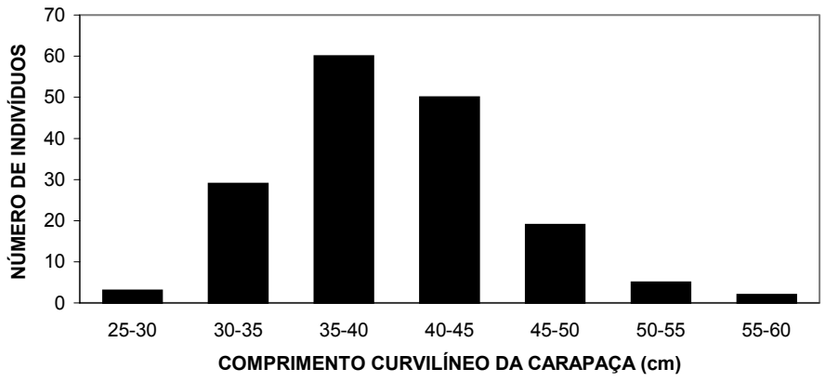


Figura 7. Comprimento Curvilíneo da Carapaça (CCC) inicial das 168 tartarugas capturadas no efluente final da CST, de Agosto de 2000 até Agosto de 2003.

A média do CCC não foi significativamente diferente entre os três anos (teste KW =1,91, p =0,384), variando entre 39,5 e 41,1 cm e nem entre as estações do ano (teste KW = 4,154, p=0,245) que variou entre 38,6 no verão e 40,9 cm no outono. A Tabela 1 mostra a média do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) das tartarugas com e sem tumores (N=168) na primeira captura, nos três anos de estudo. O CCC foi significativamente diferente entre as duas categorias (t=5,242, gl=116,736, p<0,001), indicando que tartarugas com maior CCC apresentam mais possibilidades de estarem com tumores do que as tartarugas menores.

Em relação ao comprimento curvilíneo da carapaça entre os animais recapturados e os que não foram recapturados, o teste t (t = 2,309; gl=162,853 p=0,022) mostrou que há uma diferença significativa entre a média do CCC desses dois grupos. Os animais recapturados apresentaram um menor CCC (38,67cm, DP=4,43cm) em relação aos animais que foram capturados uma única vez (40,52cm, DP=5,89cm). No entanto, o teste de Qui-Quadrado não mostrou nenhuma relação entre a taxa de recaptura e a presença de tumores (χ^2 = 0,075, p = 0,784).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

Tabela 1. Média (e desvio padrão) do comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) na primeira captura, das tartarugas-verdes com e sem tumores, no canal do efluente final da CST -ES.

Tumores	**Média CCC (DP)**
Presente	42,6 (4,36) n=51
Ausente	38,6 (5,32) n=117
Total	39,8 (5,34) n=168

3.3. Recaptura

Das 168 tartarugas capturadas, 98 (58.3%) foram capturadas uma única vez e 70 (41.7%) duas ou mais vezes. Das 70 tartarugas recapturadas, 34 (48.57%) foram capturadas duas vezes, 15 (21.43%) foram capturadas três vezes, 5 (7.14%) foram capturadas quatro vezes, 6 (8.57%) foram capturadas cinco vezes, 4 (5.71%) foram capturadas seis vezes, 1 (1.43%) foi capturada sete vezes, 2 (2.86%) foram capturadas oito vezes, 1 (1.43%) foi capturada onze vezes, 1 (1.43%) foi capturada doze vezes e 1 (1.43%) foi capturada vinte e três vezes.

O intervalo médio entre a primeira e a última recaptura foi de 203 dias (DP= 179,7 dias), variando entre 1 e 602 dias. A Figura 8 mostra o intervalo entre a primeira e a última tartaruga capturada, para aquelas tartarugas capturadas duas ou mais vezes. Cinqüenta e três tartarugas (75,7%) tiveram um intervalo de tempo entre a primeira e a última recaptura menor que um ano. Trinta e cinco (50%) tiveram um intervalo de recaptura menor que 180 dias, vinte e nove (41,4%) menor do que 90 dias, dezessete (24,3%) menor que um mês e somente três (4,29%) tartarugas tiveram um intervalo de recaptura maior do que um ano e seis meses.

Duas tartarugas marcadas na área de estudo foram encontradas em locais diferentes, uma marcada dia 4 de outubro de 2000 foi recapturada morta, 13 dias depois, em Regência, Município de Linhares (19°24’04’’S e 40°04’07’’W), na foz do rio Doce, cerca de 80km ao norte da área de estudo. E outra tartaruga verde, marcada dia 14 de setembro de 2001 na área do efluente, foi encontrada morta em julho de 2002 na Barra do Sahy (Aracruz) (19°49’09’’S e 40°16’15’’W).

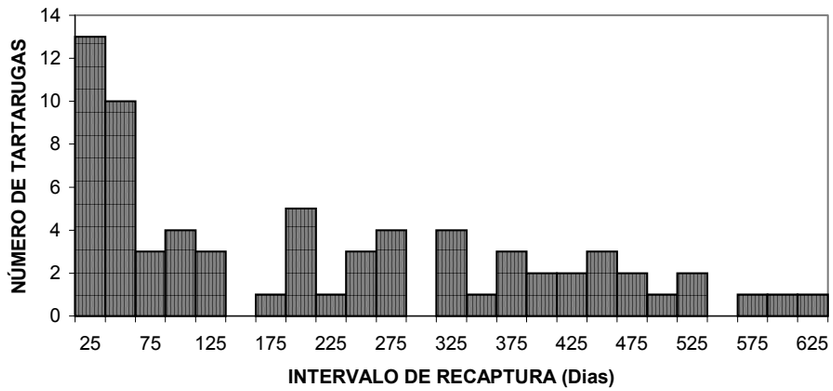


Figura 8. Distribuição do intervalo de recaptura entre a primeira e a última recaptura das tartarugas-verdes (*Chelonia mydas*) ao longo dos três anos no efluente final da CST-ES.

3.4. Taxa de Crescimento

A taxa de crescimento para as 68 tartarugas-verdes recapturadas de um modo geral foi de 2,99 cm/ano (DP= 2,56 cm/ano), variando entre zero e 11,68 cm/ano. Todas as tartarugas entraram na análise com exceção de duas que foram recapturadas no mesmo dia. Não houve diferença entre a taxa de crescimento dos animais recapturados com um intervalo de tempo menor do que um mês e maior que um mês (t=-0,828, p=0,409).

A Tabela 2 mostra a taxa de crescimento e o ganho de peso das tartarugas-verdes na área do efluente da CST nas diferentes classes de tamanho e categorias de tumores.

Para as tartarugas com tumores o crescimento foi de 2,19 cm/ano; (DP= 2,31 cm/ano, N=25), e para as sem tumores foi de 3,47 cm/ano; (DP= 2,65 cm/ano N=43), sendo significativamente diferente entre elas (p=0,049). Quando as diferentes classes de infestação de tumores foram comparadas pelo teste de Duncan duas a duas, a análise revelou uma taxa de crescimento muito menor na categoria 4 (0,15 cm/ano) quando comparado às categorias 0, 1, 2 e 3, que não foram significativamente diferentes entre si. A taxa de crescimento da categoria 1 foi 3,57 cm/ano, a categoria 2 foi 2,54 cm/ano e a categoria 3 foi 1,87 cm/ano. A análise revela que as categorias 2 e 3 são tanto semelhantes à categoria 1 quanto à categoria 4, já a categoria 4 é significativamente diferente da categoria 1. Em outras palavras, a categoria 4 é diferente da categoria 1, enquanto as categorias 2 e 3 podem tanto serem vistas como semelhantes à categoria 1 quanto a 4.

O ganho de peso das tartarugas verdes de um modo geral foi de 1,02 kg/ano (DP=4,64 kg/ano, N=64). Para as tartarugas sem tumores o ganho de peso foi de 1,23 kg/ano (DP=5,53 kg/ano, N=40) e para as tartarugas com tumores foi de 0,66 kg/ano (DP=2,56 kg/ano, N=24), não havendo diferença significativa entre as duas classes

(p=0,21). Em relação às classes de infestação de tumores também não houve diferença significativa entre elas, a categoria 1 teve ganho de peso de 1,78 kg/ano, a categoria 2 foi de 1,51 kg/ano, a categoria 3 obteve um ganho de peso negativo de –0,37 kg/ano e a categoria 4 também teve um ganho de peso negativo de –0,77 kg/ano. Somente não foi registrada perda de peso para a categoria 1.

A comparação entre as médias da taxa de crescimento entre as três classes de tamanho não foi significativa quando comparadas pelo teste ANOVA (F=1,009; p=0,37), pois a variação do comprimento curvilíneo da carapaça foi pequena entre as tartarugas no efluente da CST.

Tabela 2. Média da taxa de crescimento e peso por classe de tamanho e por categoria de infestação de tumor das tartarugas verdes no canal do efluente final da CST.

			Taxa de Crescimento (cm/ano)				**Taxa de Incremento (kg/ano)**		
Comprimento Curvilíneo da Carapaça (cm)	Categoria de Infestação de Tumor	N	Média	DP	Variação	N	Média	DP	Variação
20-30	sem tumor	01	0,00	0,00		01	-19,47		
30-40	sem tumor	24	3,52	2,80	0,00-11,68	22	2,31	3,77	-5,48-13,75
	<1cm	03	3,41	2,07	2,07-5,84	03	1,46	0,97	0,61-2,43
	entre 1 e 4cm	02	2,19	0,61	1,70-2,56	02	0,97	0,49	0,61-1,22
	entre 4 e 10cm	04	3,04	2,92	0,12-7,18	04	0,61	2,56	-2,31-3,65
	> 10cm	01	0,00	0,00	-	00	-		
40-50	sem tumor	18	3,52	2,56	0,00-7,06	17	0,97	5,23	-16,91-6,21
	< 1cm	03	3,77	2,68	0,61-5,48	03	2,14	1,34	0,61-3,16
	entre 1 e 4cm	05	2,68	2,8	0,00-6,81	05	1,70	2,56	-2,43-3,53
	entre 4 e 10cm	04	0,73	0,73	0,00-1,70	04	-1,34	2,43	-4,50-0,97
	> 10cm	03	0,21	0,35	0,00-0,61	03	-0,73	5,72	-4,87-5,23

3.5. Condição Corporal

A maioria das tartarugas-verdes que entra no canal está em bom aspecto corporal, mesmo algumas apresentando tumores. Durante todo o trabalho, nenhuma tartaruga morta foi capturada ou encontrada na área. Das 168 tartarugas capturadas, 63 (37,5%) apresentaram tumores em pelo menos algum evento de captura. A freqüência de ocorrência de FP aumentou ao longo dos anos: no primeiro ano a freqüência foi de 27,7% (N=94), no segundo ano foi 35,2% (N=91), e no terceiro ano 64,3% (N=14). Dos animais recapturados, dois apresentaram regressão dos tumores: três tumores pequenos foram observados inicialmente, com seu desaparecimento completo após cerca de cinco meses e a outra tartaruga apresentava um pequeno tumor do lado direito do maxilar inferior e depois de 10 meses, quando foi recapturada, não apresentava mais o tumor. Doze animais que foram recapturados não apresentaram tumores na sua primeira observação e vieram a desenvolvê-los durante o período de estudo. O grau de infestação de tumor das tartarugas na sua última captura nas quatro categorias foram: categoria 1 (<1 cm) =16,39%, categoria 2 (entre 1 e 4 cm) =47,54%, categoria 3 (entre 4 e 10 cm) =29,51% e categoria 4 (>10 cm) =6,56%. Das 63 tartarugas com algum registro de tumor, 53 apresentavam tumores nas nadadeiras anteriores, 30 nas nadadeiras posteriores, 45 no pescoço, 34 no olho, 19 no plastrão ou carapaça e 7 na cloaca. Nenhuma tartaruga apresentou FP dentro da boca. Todas as tartarugas com tumores maiores que 10 cm em algum local do corpo, possuíam tumores nos olhos.

A relação comprimento-peso de 148 tartarugas-verdes com e sem tumores é mostrada na Figura 9. A correlação Pearson (Pearson = 0,970; p=0,000) mostrou um crescimento linear entre as diferentes classes de tamanho, não havendo nenhuma tartaruga

fora do padrão. A relação comprimento-peso nas diferentes categorias de infestação de tumor também não foi significativa.

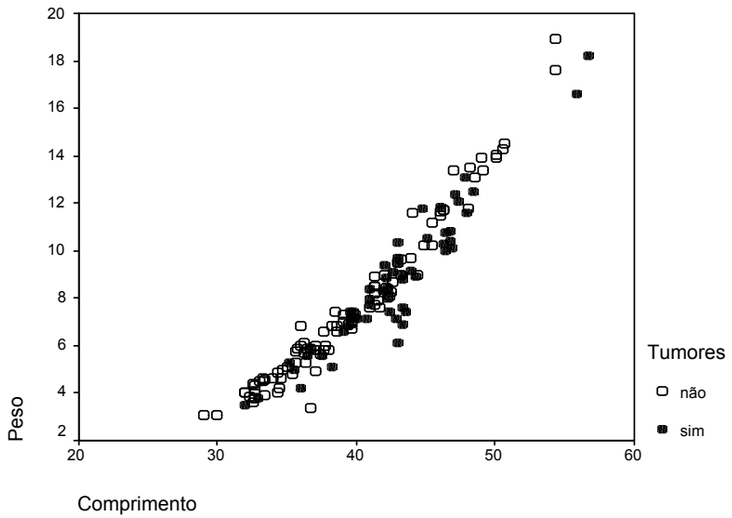


Figura 9. Relação comprimento-peso das tartarugas-verdes com e sem tumores no canal do efluente final da CST.

4. DISCUSSÃO

Chelonia mydas foi uma espécie muito abundante no canal do efluente da CST nos dois primeiros anos, provavelmente pela grande quantidade de algas verdes, em especial *Enteromorpha* sp., em uma área abrigada. A alta temperatura da água no local e a disponibilidade de matéria orgânica provavelmente propiciaram um ambiente rico em algas, explicando porque as tartarugas são recapturadas no mesmo local onde elas foram originalmente capturadas (Collazo et al., 1992). Uma grande redução na abundância de tartarugas-verdes foi observada na área no terceiro ano de estudo, no mesmo período em que também foi observada uma redução na presença de algas no canal, o que provavelmente levou a essa diminuição do número de tartarugas. Parsons (1962), mostrou que existe uma correlação direta entre a distribuição de tartarugas-verdes e a distribuição de algas.

Esperava-se que a alta temperatura da água no efluente exercesse alguma influência na abundância de tartarugas no canal, já que a distribuição de tartarugas é geralmente associada à temperatura da água (Bell e Richardson, 1978; Epperly et al., 1995). Trabalhos feitos em ambiente natural mostraram que quanto maior a temperatura da água, maior o número de tartarugas capturadas (Mendonça, 1983; Shaver, 1994). Apesar das tartarugas terem preferência por águas mais quentes, deve haver uma temperatura da água ótima, em que níveis acima desta temperatura acabam tendo um efeito negativo para o indivíduo. A água lançada no canal é utilizada para resfriamento das máquinas, assim a temperatura da água no local pode atingir até 10,34°C acima da temperatura da água do mar, chegando a atingir uma temperatura bastante elevada de até 34,1°C. Mrosovsky (1980) mostrou que as tartarugas procuram águas mais profundas e mais frias, movimentando-se pouco, para evitar um superaquecimento em águas mais quentes.

Heath e McGinnis (1980) observaram que C. *mydas agassizii* no Golfo da Califórnia tornam-se inativas quando a temperatura da água está entre 26-28°C e observaram que a temperatura letal para duas jovens tartarugas foi 37,5°C. No entanto, Mendonça (1983) não observou indicação de inatividade mesmo em temperaturas altas de até 34°C. Essas diferenças devem ser resultado da aclimatação à temperatura ambiente local ou de diferenças genéticas entre as subespécies.

Apesar dos dados, quando analisados em conjunto, mostrarem uma correlação negativa entre a CPUE e a temperatura da água, provavelmente a variável ambiental que realmente afetou a abundância de tartarugas no canal foi a disponibilidade de alimento. Foi observado ao longo dos anos que a partir do momento em que houve diminuição da quantidade de algas, as tartarugas não mais entravam no canal para se alimentar. Já a temperatura da água no canal teve praticamente a mesma variação ao longo dos três anos, apesar do terceiro ano ter sido um pouco mais elevada. Nos dois primeiros anos de estudos, houve meses em que o número de tartarugas capturadas era grande e a temperatura da água no local estava elevada. Não houve, portanto, uma alteração acentuada da temperatura da água a partir de um determinado momento que afetasse a abundância de tartarugas. Esses resultados podem ter relação com algum parâmetro químico na água que foi alterado no terceiro ano e que pode estar associado com a produção de algas, como por exemplo, amônia, fosfato entre outros.

Um padrão sazonal do número de capturas nos dois primeiros anos foi observado no efluente, com um pico de ocorrências no inverno e na primavera. Em Ubatuba, estado de São Paulo, as tartarugas-verdes são também mais abundantes nesta época do ano (Gallo et al., 2000). Em áreas tropicais não é esperado que haja tanta influência das estações do ano no número de capturas. Padrões sazonais em áreas de alimentação são mais observados em regiões temperadas como no Texas, USA (Shaver, 1994) e na Flórida, USA (Mendonça e Ehrhart, 1982). No entanto,

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

o pico de ocorrência de tartarugas foi no verão no hemisfério norte, entre Julho ou Agosto, um padrão sazonal oposto ao encontrado na área da CST e em Ubatuba. Epperly et al. (1995), observaram que as tartarugas na Carolina do Norte (USA), migram no verão para altas latitudes e no inverno retornam para as baixas latitudes. Na CST, como a maioria das tartarugas teve um intervalo de recaptura menor que 180 dias, exclui-se a possibilidade de migrações sazonais entre a CST e outros lugares.

As classes de tamanho das tartarugas registradas neste trabalho indicam a presença de uma população de tartarugas juvenis, pois apresentam o tamanho bem abaixo daquele de fêmeas observadas em praias de reprodução. No Atlântico, as tartarugas-verdes desovam a partir de cerca de 100 cm de CCC (Hirth, 1997). A média do CCC das tartarugas-verdes encontradas na área da CST (39,8 cm) é bem menor que as encontradas no México (Seminoff et al., 2002), Porto Rico (Collazo et al., 1992) e Equador (Green, 1993) e bem próxima às encontradas em Ubatuba (Gallo, et al., 2000), no Caribe (Boulon e Frazer, 1990) e na Flórida (Bresette et al., 1998), embora nestes últimos sejam encontrados tartarugas com tamanhos maiores daquelas observadas na CST. Segundo dados do Relatório Técnico Anual do Projeto Tamar (2000/2003) a respeito de tartarugas encontradas na região da Grande Vitória, apesar da média do CCC ser próxima, também são encontradas tartarugas bem maiores daquelas na CST.

Tartarugas-verdes com maior CCC apresentaram tumores com maior freqüência do que as tartarugas com menor CCC, isso provavelmente porque tartarugas mais velhas tiveram mais tempo para o desenvolvimento e o crescimento dos tumores.

A taxa de recaptura das tartarugas forneceu informações a respeito do seu tempo de residência. Foi observado que algumas tartarugas-verdes são encontradas por longos períodos no canal da CST. Os maiores intervalos de recaptura foram 600 e 602 dias, com um número de recapturas de 23 e oito vezes, respectivamente, nestes intervalos de tempo, indicando deste modo

algum grau de residência ou um retorno freqüente. Padrões de residência em tartarugas-verdes também foram registrados por Balazs (1982), Balazs et al. (2000a), Boulon (1989) e Bjordnal e Bolten (1988). A taxa de recaptura foi maior para os indivíduos menores, mostrando que a partir de um certo tamanho as tartarugas-verdes não permanecem no canal, migrando para outras regiões, sendo que no litoral brasileiro são encontradas tartarugas verdes de tamanhos maiores do que as do efluente (Gallo et al., 2000). Esses dados indicam que o canal da CST é um local onde as tartarugas-verdes juvenis alimentam-se e crescem por um certo período, abandonando a área posteriormente.

Para a análise do crescimento de tartarugas deve-se levar em consideração a sua dieta, qualidade do habitat, taxa de ingestão, estação do ano, tamanho, composição genética do indivíduo e temperatura da água (Bjorndal e Bolten, 1988; Boulon e Frazer, 1990; Collazo et al., 1992). A taxa de crescimento de tartarugas verdes varia por indivíduo e geralmente decresce com o aumento do tamanho (Mendonça, 1981; Bjorndal e Bolten, 1988; Boulon e Frazer, 1990; Shaver, 1994), mas como a variação do CCC entre as tartarugas na CST foi pequena, esse padrão não pode ser observado. A taxa de crescimento das tartarugas sem tumores exibiu um padrão menor que aqueles registrados na Flórida (Mendonça, 1981), Bahamas (Bjordnal e Bolten, 1988), Ilhas Virgens (Boulon e Frazer, 1990), Porto Rico (Collazo et al., 1992) e Texas (Shaver, 1994) e maiores daqueles registrados na Austrália (Limpus e Walker, 1980) e Galápagos (Green, 1993). A taxa de crescimento das tartarugas com tumores na categoria 4 apresentou um crescimento significativamente menor do que as outras categorias. Outros trabalhos também verificaram esse resultado. Balazs et al. (1998, 1999) comparando a taxa de crescimento das tartarugas com e sem tumores não observou diferença, mas quando separados em categorias de infestação de tumores ele observou uma diferença significativa. As tartarugas nas categorias 3 e 4 apresentavam FP principalmente nos olhos, nadadeiras e pescoço e em menor freqüência na carapaça e cloaca. Isso

acarretou alguns problemas como redução da visão ou até mesmo cegueira em alguns casos e diminuição da capacidade natatória, dificultando a alimentação, tendo dessa maneira uma taxa de crescimento bem menor. Há uma diferença da incidência de FP no Pacífico e no Atlântico. No Havaí é alta a incidência de FP na cavidade oral, já em outros trabalhos como, por exemplo, na Flórida (Balazs et al., 1997) e no canal da CST, não foram observados tumores nesta região. O incremento de peso, bem como a relação comprimento-peso das tartarugas, não mostraram diferenças significativas entre as diferentes categorias de tumores, mostrando assim que mesmo animais apresentando muitos tumores, podem estar aparentemente em bom estado geral de saúde. No entanto, o peso das tartarugas com tumores maiores que 10 cm, pode ter sido influenciado pelo peso dos grandes tumores apresentados por estas tartarugas.

Somente 15 tartarugas das 68 recapturadas tiveram um intervalo de tempo entre a primeira e a última recaptura maior que um ano. A taxa de crescimento para as outras 53 tartarugas pode estar um pouco aumentada, pois segundo alguns autores uma medida de crescimento de um pequeno intervalo de tempo pode gerar erro, já que o seu crescimento é lento. No entanto, Collazo et al. (1992) em um estudo feito com crescimento de tartarugas-verdes em Porto Rico não verificaram mudanças significativas na estimativa da taxa de crescimento quando intervalos de tempo entre recapturas menores que seis meses foram incluídos na análise.

A freqüência de ocorrência de FP na CST chega a ser baixa quando comparada a certas regiões do mundo, mas é alta em relação aos dados referentes à costa do Espírito Santo e do Brasil. Segundo dados do relatório Técnico anual do Projeto TAMAR a respeito de tartarugas encontradas na costa do estado do Espírito Santo, a freqüência de ocorrência vem aumentando ao longo dos anos, em 2000 foi 12,6%, 2001 foi 23,18% (N=69) e em 2002 foi 31,75% (N=63), sendo relativamente inferiores aos encontrados na CST. Dados obtidos em áreas de alimentação no Brasil também indicam um aumento na ocorrência: 3,2% em 1997; 10,6% em 1998; 10,7%

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71

em 1999; 12,4% em 2000 (Baptistotte et al. 2001). Mundialmente, a incidência da doença varia entre localidades de menos de 1,4% a mais de 90% (Aguirre, 1998). Na Flórida varia de zero a 72,5% (Ehrhart, 1991), no Havaí de 1% a 92% (Balazs, 1991), na Austrália de zero a 70% (Aguirre et al., 1999), e na Indonésia a média é de 21,5% (Adnyana et al., 1997). Tartarugas que freqüentam águas costeiras, áreas de grande concentração humana e áreas de águas paradas, como lagunas, têm uma incidência maior de FP do que os indivíduos em águas mais profundas e distantes da costa (George, 1997). É possível, portanto, que a alta concentração de tartarugas sadias e doentes no local de estudo, por períodos prolongados, possa ter alguma influência na maior incidência de FP na área em relação á costa do estado e do Brasil. No entanto, ainda não se sabe o que causa a doença, como ela se alastra e nem qual o impacto da mesma para esta e outras populações de tartarugas-verdes.

Os resultados deste trabalho são importantes, pois fornecem informações para a comparação com outras populações e auxiliam na elaboração de estratégias apropriadas de manejo e recuperação desta espécie.

Em conclusão, os dados deste trabalho sugerem que o canal da CST é um local onde tartarugas juvenis residentes e passageiras entram para se alimentar, devido principalmente à disponibilidade de alimento no local, mais especificamente à alga verde *Enteromorpha* sp. Somente as tartarugas juvenis permanecem na área, depois de um certo tamanho elas provavelmente abandonam o local e migram para outras regiões. A maior ocorrência de tartarugas acontece no final da primavera e no início do inverno, não havendo uma relação com a alta temperatura da água no canal. As tartarugas menos afetadas por tumores tiveram uma taxa de crescimento maior do que as mais afetadas. Já o incremento de peso não foi observado diferença. Por fim, a freqüência de ocorrência de FP é baixa quando comparada a alguns lugares do mundo, mas é alta em relação à costa do Espírito Santo e do Brasil.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adnyana, W., P. W. Ladds, e D. Blair. 1997. Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. Australian Veterinary Journal 75:737-742.

Aguirre, A. 1998. Fibropapillomas in marine turtles: A workshop at the 18th annual symposium on biology and conservation of sea turtles. Marine Turtke Newsletter 82:10-12.

-------, C. J. Limpus, T. R. Spraker, e G. H. Balazs. 1999. Survey of fibropapillomatosis and other potential diseases in marine turtles from Moreton Bay, Queensland, Austrália. *In* H. Kalb and T. Wibbels (eds.), Proceedings of 19th Annual Sea Turtle Symposium, p.36. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443, Texas.

Anderson, Y. 2002. The ecological relationship between the tumor-promoting dinoflagellate *Prorocentrum* spp., and fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Hawaii and Florida. M.S.Thesis, University of Florida, Gainesville. 210 pp.

Balazs, G. H. 1979a. Growth, food sources and migrations of immature Hawaiian Chelonia. Marine Turtle Newsletter 10:1-3.

-------, G. H. 1980. Synopsis of biological data on green turtle in the Hawaiian Islands. NOAA Tech. Memo. NMFS, Honolulu, Hawaii.

-------. 1982. Growth rates of immature green turtles in the Hawaiian Archipelago. *In* K. Bjorndal (ed.), Biology and Conservation of Sea Turtles, pp. 117-125. Smithsonian Inst. Press, Washington, D.C.

-------. 1991. Current status of fibropapillomas in the Hawaiian green turtle, *Chelonia mydas*. *In* G. H. Balazs, and S. G. Pooley (eds.), Research Plan for Marine Turtle Fibropapilloma, pp. 47-57. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-156, Honolulu.

-------, R. Fujioka, e C. Fujioka. 1993. Marine turtle faeces on Hawaiian beaches. Marine Pollution Bulletin 26(7):392-394.

-------, A. A. Aguirre, e S. K. K. Murakawa. 1997. Ocurrence of oral fibropapillomas in the Hawaiian green turtle: differential disease expression. Marine Turtle Newsletter 76:1-2.

-------, W. Puleloa, E. Medeiros, S. K. K. Murakawa, e D. M. Ellis. 1998. Growth rates and incidence of fibropapillomatosis in Hawaiian green turtles utilizing coastal foraging pastures at Palaau, Molokai. *In* S.P. Epperly and J.Braun (eds.), Proceedings of the 17th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, pp. 130-132. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-415. Orlando, Flórida.

-------, S. K. K. Murakawa, D. M. Ellis, e A. A. Aguirre. 1999. Manifestation of fibropapillomatosis and rates of growth of green turtles at Kaneohe Bay in the Hawaiian Islands. *In* F. A. Abreu-Grobois, R. Briseño-Dueñas, R. Márquez and L. Sarti (eds.), Proceedings of the

18th International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, pp. 112-113. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-436. Mazatlan, México.

-------, M. Rice, S. K. K. Murakawa, G. Watson. 2000a. Growth rates and residency of immature green turtles at Kiholo Bay, Hawaii. *In* F. A. Abreu-Grobois, R. Briseno-Duenas, R. Marques-Millan, and L. Sarti-Martinez (eds.), Sixteenth Symposium Proceedings Addendum in the Proceedings of the 18th International Sea Turtle Symposium, pp. 283-285. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-436. Mazatlan, México.

Baptistotte, C., D. B. Rieth, J. H. Becker, G. Lopez, J. C. Castilhos, E. H. S. M. Lima, C. Belini, E. R. Matushima, e P. C. R. Barata. 2001. Prevalência de fibropapilomatose em tartarugas marinhas nas áreas de alimentação no Brasil. Anais do V Congresso e X Encontro da Associação Brasileira de Veterinários de Animais Selvagens, São Paulo, SP, 31 outubro-4 Novembro, pp. 29.

Bell, R., e J. I. Richardson. 1978. An analysis of tag recoveries from loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*) nesting on little Cumberland Island, Georgia. Florida Marine Research Publications 33:20-24.

Bjorndal, K. A. 1985. Nutritional ecology of sea turtles. Copeia 1985 (3):736-751.

-------. 1999. Priorities for research in foraging habitats. *In* K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 12-14. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No.4.

-------, e A. B. Bolten. 1988. Gowth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. Copeia 1988(3):555-564.

-------, e A. B. Bolten. 1989. Comparison of straight-line and over-the-curve measurements for growth rates of green turtles, *Chelonia mydas*. Bulletin of Marine Science 45:189-192.

-------, H. Suganuma, e A. B. Bolten. 1991. Digestive fermentation in green turtles, *Chelonia mydas*, feeding on algae. Bulletin of Marine Science 48(1):166-171.

Boulon, R. H.. 1989. Virgin Islands turtle tag recoveries outside of the U.S. Virgin Islands. *In* S.A. Eckert, K. L. Eckert, and T. H. Richardson (eds.), Procceding of 9th Annual Workshop Sea Turtle Conservation and Biology, pp. 207-209. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFC-232.

-------, e N. B. Frazer. 1990. Growth of wild juvenile Caribbean green turtles, *Chelonia mydas*. Journal of Herpetology 24(4):441-445.

Bresette, M., J. Gorham, e B. Peery. 1998. Site fidelity and size frequencies of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*) utilizing near shore reefs in St. Lucie County, Florida. Marine Turtle Newsletter 82:5.

Burnett-Herkes, J. 1974. Returns of green sea turtles (*Chelonia mydas* Linnaeus) tagged at Bermuda. Biological Conservation 6:307-308.

Carr, A., e D. K. Caldwell. 1956. The ecology and migrations of sea turtles, 1. Results of fieldwork in Florida, 1955. American Museum Novitates 1793:1-23.

-------, M. H. Carr, e Meylan, A. B. 1978. The ecology and migrations of sea turtles. No. 7. The West Caribbean green turtle colony. Bulletin of the American Museum of Natural History 162:1-46.

Chaloupka, M. Y., e C. J. Musick, 1997. Age, growth and populations dynamics. In P. L. Lutz and J. A. Musick (eds.), Biology of Sea Turtles, pp. 233-273. CRC Press, Boca Raton, FL.

Collazo, J.A., R. Boulon Jr., e T. L. Tallavast, 1992. Abundance and growth patterns of *Chelonia mydas* in Culebra, Puerto Rico. Journal of Herpetology 26(3):293-300.

Ehrhart, L.M. 1991. Fibropapillomas in green turtles of the Indian River Lagoon, Florida: Distribution over time and area. *In* G. H. Balazs, e S. G. Pooley (eds.), Research Plan for Marine Turtle Fibropapilloma, pp. 59-61. NOAA Tech. Memo. NMFS-SWFSC-156.

Epperly, S. P., J. Braun, A. J. Chestere, F. A. Cross, J. V. Merriner, e P. A. Tester. 1995. Winter distribution of sea turtles in the vicinity of cape hatteras and their interactions with the summer flounder trawl fishery. Bulletin of Marine Science 56(2):547-568.

-------, S. P., J. Braun, A. Veishlow. 1995. Sea turtles in North Carolina waters. Conservation Biology 9(2):384-394.

Gallo, B. M., S. Macedo, B. de B. Giffoni, J. H. Becker, e P. C. R. Barata. 2002. Projeto TAMAR's station in Ubatuba (São Paulo State, Brazil): sea turtle conservation in a feeding area. *In* A. Mosier, A. Foley, and B. Brost (eds.), Proceedings of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, p. 145. NOAA Tech Memo. NMFS-SEFSC-477. Orlando.

George, R. 1997. Health problems and diseases of sea turtles. *In* P. Lutz and J. Musick (eds), The Biology of Sea Turtles, pp. 363-385. CRC Press, Inc., Cleveland, Ohio.

Gibson, J., e G. Smith. 1999. Reducing threats to foraging habitats. *In* K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 184-188. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No.4.

Green, D. 1993. Growth rates of wild immature green turtle in the Galápagos Islands, Ecuador. Journal of Herpetology 27(3):338-341.

Groombridge, B., e R. Luxmoore. 1989. The Green Turtle and Hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): World Status, Exploitation and Trade. Secretaria of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Lausanne, Switzerland, 601pp.

Heath, M. E., e S. M. McGinnis. 1980. Body temperature and heat transfer in the green sea turtle, *Chelonia mydas*. Copeia 1980(4):767-773.

Herbst, L. H. 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. Annual Review of Fish Diseases 4:389-425.

------. 1999. Infections diseases of marine turtles. *In* K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 208-213. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No.4.

-------. 2000. Marine turtle fibropapillomatosis: Hope floats in a sea of ignorance. *In* H. Kalb and T. Wibbels (eds.), Proccedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Conservation and Biology, pp. 39-40. NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC-443. Texas.

-------, E. R. Jacobson, R. Moretti, T. Brown, J. P. Sundberg, e P. A. Klein. 1995. Experimental transmision of green turtle fibropapillomatosis using cell-free tumor extracts. Diseases of Aquatic Organisms 22:1-12.

Hirth, H.F. 1997. Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle, *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). USFWS Biological Report 97 (1), Washington D. C., USA.

IBAMA, 2003. Lista Nacional das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Disponível em:<htpp://www.mma.gov.br/port/sbf/fauna/index.cfm.>. Acesso em: 15 fev 2004.

IUCN, 2003. 2003 IUCN Red List of Threatened Species.

Jacobson, E. R.; J. L. Mansell, J. P. Sundberg, L. Haijar, M. E. Reichmann, L. M. Ehrhart, M. Walsh, F. Murru. 1989. Cutaneous fibropapillomas of green turtles (*Chelonia mydas*). Journal Comparative Pathology 101:39-52.

Landsberg, J. H., G. H. Balazs, K. A. Steidinger, D. G. Baden, T. M. Work, e D. J. Russel. 1999. The potential role of natural tumor promoters in marine turtle fibropapillomatosis. Journal of Aquatic Animal Health 11(3):199-210.

Limpus, C. J. 1979. Notes on growth rates of wild turtles. Marine Turtle Newsletter 10:3-5.

-------, e D. G. Walker. 1980. The growth of immature green turtles (*Chelonia mydas*) under natural conditions. Herpetologica 36:162-165.

-------, P. J. Couper, e M. A. Read. 1994b. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: population structure in a warm temperate feeding area. Memoirs of the Queensland Museum 35(1):139-154.

Marcovaldi, M. A., e G. G. Marcovaldi. 1999. Marine turtle of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar – Ibama. Biological Conservation 91:35-41.

-------, M. A., C. Baptistotte, J. C. Castilhos, B. M. G. Gallo, E. H. S. M. Lima, T. M. Sanches, C. F. Vieitas. 1998. Activites by Projeto Tamar in Brazilian sea turtle feeding grounds. Marine Turtle Newsletter 80:5-7.

Márquez, R. 1972. Resultados preliminares sobre edad y crecimiento de la tortuga lora *Lepidochelys kempi* (Garman). Memorias Congresso Nacional de Oceanographica (México) 4:419-427.

Matushima, E. R., A. Longatto Filho, C. T. Kanamura, C. Di Loreto, M. C. C. Ramos, I. L. Sinhorini, B. Gallo. 2001. Cutaneous papillomas of green turtles: a morphological, ultrastrucutral and immunohistochemical study in brazilian specimens. Brazilian Journal of Veterinary Research and Animal Science 38(2):51-54.

Mendonça, M. T. 1981. Comparative growth rates of wild immature *Chelonia mydas* and *Caretta caretta* in Florida. Journal of Herpetology 15:444-447.

------. 1983. Movements and feeding ecology of immature green turtles (*Chelonia mydas*) in a Florida Lagoon. Copeia 1983:1013-1023.

-------, e L. M. Ehrhart. 1982. Activity, population size and structure of immature *Chelonia mydas* and *Caretta caretta* in Mosquito Lagoon, Florida. Copeia 1982:161-167.

Moreira, L., C. Baptistotte, J. Scalfoni, J. C. Thomé, A. P. L. S. Almeida. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsletter 70: 2.

Mortimer, J. A., e A. Carr. 1987. Reproduction and migrations of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). Copeia 1987(1):103-113.

Mrosovsky, N. 1980. Thermal biology of sea turtles. Presented at: Symposium on Behavioral and Reproductive Biology of Sea Turtles, Tampa, FL (USA) 27 Dec 1979 American Zool. 20(3):531-547.

Nuitja, I. N. S., e I. Uchida. 1982. Preliminary studies of the growth and food consumption of the juvenile loggerhead turtle (*Caretta caretta* L.) in captivity. Aquaculture 27:157-160.

Ogren, L. 1989. Status report of the green turtle, *In* L. Ogren, F. Berry, K. Bjorndal, H. Kumpf, R. Mast, G. Medina, H. Reichart, and R. Witham (eds.), Proceedings of the 2nd Western Atlantic Turtle Symposium, pp. 89-94. NOAA Tech. Memo. NMFS/SEFC-226.

Oravetz, C. A. 1999. Reducing incidental catch in fisheries. *In* K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 189-193. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No.4.

Parsons, J. J. 1962. The green turtle and man. Univ. Florida Press, Gainesville, Florida.

Projeto TAMAR/IBAMA. 2001/2002. Relatório Técnico Anual Espírito Santo. Pp. 39. Dados não publicados.

Schmid, J. R. 1995. Marine turtle populations on the east-central coast of Florida: results of tagging studies at Cape Canaveral, Florida, 1986-1991. Fishery Bulletin 93(1):139-151.

Schmidt, J. 1916. Marking experiments with turtles in the Danish West Indies. Meddelelser Kommissionen Havundersogelser, Serie Fiskeri 5:1-26.

Seminoff, J. A., R. Antonio, J. N. Wallace, e T. T. Jones. 2002. Growth rates of wild green turtles (*Chelonia mydas*) at a temperate foraging area in the Gulf of California, Mexico. Copeia 2002(3):610-617.

Shaver, D. J. 1994. Relative abundance, temporal patterns, and growth of sea turtles at the Mansfield Channel, Texas. Journal of Herpetology 28(4):491-497.

Smith, G. M., e C. W. Coates. 1938. Fibro-epithelial growths of the skin in large marine turtles, *Chelonia mydas* (Linnaeus). Zoologica 23:93-98.

Walsh, M. 1999. Rehabilitation of sea turtles. *In*: K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, M. Donnely (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 202-207. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group.

Wood, J. R., e F. E. Wood. 1981. Growth and digestibility for the green turtle (*Chelonia mydas*) fed diets containing varying protein levels. Aquaculture 25:269-274.

Work, T. M., e G. H. Balazs. 1999. Relating tumor score to hematology in green turtles with fibropapillomatosis in Hawaii. Journal of Wildlife Diseases 35(4):804-807.

Zar, J. H. 1996. Biostatistical Analysis, 3ª edition. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ, USA.

7. ANEXOS

7.1. Anexo 1 – Planilha de Campo

CONTROLE DE CAMPO
CAPTURAS NA ÁREA DA CST

ESTADO						
BASE						
CAMPANHA						
N_REG						
DATA_REG						
HORA_REG						
LOCAL						
TIPO_REG						
FORMA						
ESTADO-NUT						
ESPÉCIE						
TUMORES						
SEXO						
COMP_CASCO						
LARG_CASCO						
PESO						
MARCAS_ENC						
MARCAS_COL						
MARCAS_RET						
DESTINO						
OBS:						

7.2. Anexo 2 – Planilha de Registro de Fibropapilomatose

Número de Registro	Data	Olho Direito				Olho Esquerdo				Boca				Pescoço				Nadadeira Anterior Direita				Nadadeira Anterior Esquerda			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4

Número de Registro	Data	Nadadeira Posterior Direita				Nadadeira Posterior Esquerda				Cloaca/Cauda				Carapaça/Plastrão			
		1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4

Journal of Herpetology

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

Preface

The following provides guidelines for authors who wish to submit articles or manuscripts for consideration.

Instructions to Authors

Suitable Topics

The Journal of Herpetology accepts manuscripts on the biology of amphibians and reptiles, with emphasis on behavior, biochemistry, conservation, ecology, evolution, morphology, physiology, and systematics. Papers on captive breeding, limited natural history observations, geographic range extensions, and essays are generally not suitable, and should be sent to Herpetological Review. Consult the Editor prior to submitting a paper if you have doubts as to its suitability.

Where to Submit

Manuscripts should be submitted to the Editor:
Brian K. Sullivan
Department of Life Sciences
Arizona St. Univ. West
P.O. Box 37100
Phoenix, AZ 85069 USA
Phone, email, FAX
(602) 543-6022; FAX (602) 543-6073; email: bsullivan@asu.edu

Do not submit papers to the Managing Editor or any of the Associate Editors.

What to Submit

Submit four copies of the ms; double space throughout, and print on one side only. Each copy of the ms should be complete, including tables, figures, etc. DO NOT submit original figures with the initial submission unless the originals must be seen by the Editor and the reviewers. If necessary, consult the Editor in advance. Do not submit the ms on computer disk during the initial stages of review; we will request a computer disk at the time of initial acceptance.

Style and Formatting

Submitting a manuscript in the correct format for the Journal is essential in minimizing turnaround time and reducing costs to the Society. Manuscripts not in the correct style may be

returned to the author before being sent for peer review. Thus, please be sure to follow the instructions below very carefully, especially the "Ten Commandments". Consult a recent issue of the Journal for additional style guidance.

Title Page -- Sample Title Page appears at the close of these instructions. Please follow the format precisely. DO NOT abbreviate states, postal codes, etc. Email addresses are encouraged.

Abstract -- An abstract is required for all major papers. It should represent a concise statement of the objectives and results of the paper. Statistical results are not needed.

Main Body -- Manuscripts should consist of the following sections: Introduction (no heading), Materials and Methods, Results, Discussion, Acknowledgments, Literature Cited, Tables (each on a separate page), Figure Legends (grouped together), Figures, Appendix. Submissions formatted as Shorter Communications (eight or fewer pages of text) should follow the same sequence, including section headings and a brief Abstract.

In-text References -- Cite references in the text in chronological order, using a semicolon to separate citations. Use "et al." for three or more authors (example; Smith, 1975; Jones and Jones, 1987; Brown et al., 1990). Papers accepted for publication should be cited as Smith (in press). Unpublished manuscripts (including manuscripts submitted for publication) should be cited as Smith (unpubl. data), and should not be placed in the Literature Cited.

> Be very careful that all references cited in the text (including tables and figure legends) are included in the Literature Cited. Failure to check this properly may result in a significant publication delay.

Literature Cited Format -- The Literature Cited is one the largest sources of errors. Note that it is now policy that all journal titles be spelled out in their entirety (i.e., no abbreviations). Please be sure that all entries in the Literature Cited also appear in the text (and vice-versa), and that the format instructions below are adhered to carefully:

Article in a Journal
Smith, A. T. 1992. Ecology of rattlesnakes in Florida. Journal of Herpetology 26:100-105.

Book
Smith, A. T., and J. Jones. 1995. Physiology of Amphibians and Reptiles. McGraw-Hill Inc., New York (page numbers not needed when entire book is the citation). **Capitalize the first letter of each significant word in book titles.**

Chapter in a Book
Smith, A. T. 1994. Systematics of frogs and toads. *In* J. Black and M. Lee (eds.), Systematics of Amphibians and Reptiles, pp. 52-65. Univ. of Kansas Press, Lawrence.

Works "in press"
Cite these IN TEXT by following the author's name with "(in press)", and in the Literature Cited

section as follows:
Smith, J. Q. (in press). Things my uncle never said about snakes. Journal of Ethnography.

Dissertation or Thesis
Smith, A. T. 1991. Behavioral ecology of turtles. Unpubl. Ph.D. Diss. (or Thesis), Univ. of Kansas, Lawrence. (Use state name if not obvious from the university name).

Multiple Citations -- Multiple citations for the same author should be organized as follows: single citations first, two-author citations second (in alphabetical order), three or more authors third (in chronological order). NOTE: This represents a style change from previous issues.

Smith, A. T. 1992. Ecology of rattlesnakes in Florida. Journal of Rattlesnake Ecology 26:100-105.

----- 1993. Ecology of turtles in Louisiana. Journal of Herpetology 27:91-99.
Smith, A. T., and B. Black. 1991. Systematics and morphology of snakes. Journal of Ophidology 25:100-105.
Smith, A. T., and J. Jones. 1989. Diamondback terrapins in Louisiana. Bulletin of the Society for Aquatic Critter Study 23:234-236.
Smith, A. T., W. White, and J. Jones. 1989. Mating behavior in Gila monsters. Herpetologica 23:230-234.
Smith, A. T., A. Black, and J. Jones. 1995. Temperature relationships in garter snakes. Bulletin of the Gartersnake 29:30-34.

In general, so-called "gray literature" references (meeting abstracts, unreviewed reports to government agencies) should NOT be listed in the Lit. Cit. If citations of such reports is deemed essential, sufficient information should be provided so that the readers can locate the reference independently. The Editor will act to remove citations deemed unwarranted.

Tables -- Tables should be double-spaced and each table should be numbered consecutively and placed on its own page. Do not use vertical lines. The legend of the table should be concise but sufficiently detailed so the table can be understood without reference to the text. Avoid footnotes whenever possible.

Figure Headings -- Figure headings should be placed on a single page and numbered in the order in which they are cited in the text.

Figures -- DO NOT send original figures with the original submission unless originals must be seen by the reviewers. Figures should be camera-ready when they are submitted: the Editors will NOT redraw poor quality figures. Figures should be original drawings, laser prints, or high-contrast photos. Do not submit figures printed on dot-matrix or ink-jet printers. Be sure that lettering will stand reduction to the final size (try reducing the figure on a copy machine prior to submission). Place your name and Figure number in pencil on the back of each figure OUTSIDE the area which will be reproduced.

Abbreviations -- Common abbreviations are given below:

sec	min	h	d
wk	yr	km	ml
L (for liter)	g	*N*	
mo	df	CV	*P*
	SD	SE	

Animal Care and Permits: The Society feels strongly that all animals used in research be treated humanely and ethically. The Society has published a guide (jointly issued by ASIH and HL) for appropriate treatment of amphibians and reptiles used in field research, and all contributors to the Journal are expected to comply with these guidelines. In addition, the Journal requires a statement indicating that authors have complied with all applicable institutional Animal Care guidelines, and that all required state and federal permits have been obtained.

Voucher Specimens The Journal of Herpetology requires that all submissions from researchers reporting results of phylogenetic reconstruction and taxonomic decision be supplemented by in-text (if a shorter communication) or appendix (if a major paper) reference to voucher specimens. Such reference must include an acceptable acronym (e.g. Copeia 1985:802-832; Copeia 1988:280-282) for the permanent collection(s) in which the voucher(s) resides and inclusive catalogue numbers for all specimens utilized. When tissue or DNA samples are utilized, reference to an identifiable carcass deposited in a permanent museum collection is required. Rationale for this decision appears in Molecular Phylogenetics and Evolution 17:129-132.

The Ten Commandments of Style and Formatting

1) Double-space ALL parts of the ms (yes, even the title page and Lit. Cit.).
2) Do not submit original figures unless they are necessary for review.
3) Leave a 1.5" left margin and a 1" margin elsewhere.
4) Do not right-justify any portions of the text.
5) Use italics or underline (be consistent) for Latin names only.
6) Do not boldface any portion of the text.
7) Do not use footnotes in the tables or in the text.
8) Be sure all citations in the text are in the Lit. Cit. and vice-versa.
9) Do not submit figures printed on dot-matrix or ink-jet printers.
10) Do not submit range extensions, natural history notes, or essays: such papers should be sent to Herpetol. Rev.

Sample Title Page

JOURNAL OF HERPETOLOGY

LRH: Lewis Smith (spell out name if only one author)

L. Smith and J. Clark (use initials and last name for two authors)

L. Smith et al. (use for more than two authors)

Shorter Communications (if less than 8 pages of text)

RRH: Ecology of timber rattlesnakes

Shorter Communications (if less than 8 pages of text)

Ecology and Reproduction of the Timber Rattlesnake (*Crotalus horridus*) in Kansas

Lewis S. Smith1,2 and James. R. Clark3

1 *Department of Biology, University of Western Kansas, Simpson, Kansas 60022, USA*

2 *Department of Zoology, Nebraska State University, Lincoln, Nebraska 70033, USA*

Key Words: Snakes, *Crotalus*, Ecology, Reproduction

3 Present Address: Southcentral Louisiana State University, Houma, Louisiana 74321 USA

Membership in SSAR

Membership in the Society is open to anyone with an interest in herpetology. One benefit of membership is eligibility for the Society's popular Grants-in-Herpetology program. In addition to the GIH program, the Society's International Cooperation Committee recently has completed an extensive compilation of funding sources entitled International Grant Programs. The Society's Henri Seibert Awards are presented at each Annual Meeting to students presenting papers judged to be best in each of several categories. The Kennedy Award is presented annually for the most significant student paper published in the Journal of Herpetology during the preceding year.

Miembro de Sociedad para el Estudio de Anfibios y Reptiles

Info. sobre a Sociedade para o Estudo dos Anfibios e Répteis

Informations sur la Société pour l'étude des amphibiens et reptiles (SSAR)

Artigos Internacionais

BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C. A.; BJORNDAL, K. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (Caretta caretta) in Espirito Santo State, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, v.4, n.3, p.523-529, 2003.

FALLABRINO, A.; THOMÉ, J.; BARRIOS, H.; CHAVES, A. Report of Xth meeting of Latin American sea turtle specialists (Kuala Lumpur, Malaysia, March 16-17, 2003). **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.101, p. 37, 2003.

GODLEY, B. J.; LIMA, E. H. S. M.; GODFREY, M.; HAYS, G.C. Movement patterns of green turtles in Brazilian coastal waters described by satellite tracking and flipper tagging. **Marine Ecology Progress Series**. [S.l.], v.253. p. 279-288, 2003.

LAPORTA, M.; LOPEZ, G. Loggerhead sea turtle in Brazil caught by a trawler in waters of the common Argentinian-Uruguayan fishing área. **Marine Turtle Newsletter**, Exeter, n.102, p.14, 2003.

LIMA, E. H. S. M.; LAGUEUX, C. J.; BARATA, P. C. R.; MARCOVALDI, M. G. Second record of a green turtle (Chelonia mydas) tagged in Brazil and captured in Nicaragua. **Marine Turtle Newsletter**. Wales, n.101, p.27, 2003.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D.; BARATA, P. C. R. First record of olive ridley sea turtle (Lepidochelys olivacea) nesting in the State of Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter,** Wales, n.99, p.20, 2003.

MARCOVALDI, M. A.; THOMÉ, J. C.; FRAZIER, J. G. Marine turtles in Latin America and the Caribbean: a Regional perspective of successes, failures and priorities for the future. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.100, p. 38-42, 2003.

Artigos Nacionais

FERREIRA Jr, P. D.; CASTRO, P. de T. A.; ADDAD, J. E.; DE LOURENÇO, M. 2003. Aspectos fisiográficos das áreas de nidificação da tartaruga marinha Caretta caretta na praia da Guanabara, Anchieta, Espírito Santo. **Publicações avulsas do Instituto Pau Brasil.** [S.l.] n.7. p 25-40. 2003.

Eventos Internacionais

BAPTISTOTTE, C.; TOREZANI, E.; AGRIZZI, E. J.; COELHO, B. B.; FERREIRA, L. S.; GOMES, M. G.; BARATA, P. Occurrence, growth and overall body condition of juvenile green turtle (Chelonia mydas) in the effluent discharge channel of Companhia Siderúrgica de Tubarão (Tubarão Steel Company), Vitória, State of Espírito Santo, Brazil, 2000-2002 In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 23., 2003, Kuala Lumpur. **Proceedings...**, U.S.Department of Commerce. 2003.

FRANCO,V. L.; CASTRO, P. T. A; FERREIRA JÚNIOR, P. D.; BAPTISTOTTE, C.; REITH, D. B. A influência da granulometria no sucesso de eclosão e tempo de incubação nos ninhos de tartarugas marinhas nas praias de Itaúnas, Espírito Santo, Brasil. In: JORNADAS DE CONSERVACIÓN Y USO SUSTENTABLE DE LA FAUNA MARINA, 2., REUNIÓN DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 1., 2003. Montevideo. **Libro de Resúmenes...,** [Sl.: s.n.], 2003. p. 43.

GROSSMAN A.; BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. A. Reproductive biology of the green turtle at the Biological Reserve of Atol das Rocas off northeast Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 22., 2002, Miami**. Proceedings...** Miami: U.S. Department of Commerce, 2003. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503.

SALES,G.; GIFFONI, B. B.; MAURUTTO, G.; BRUNZIN, M. Captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva sediada em Ubatuba, São Paulo- Brasil. In: JORNADAS DE CONSERVACIÓN Y USO SUSTENTABLE DE LA FAUNA MARINA, 2., REUNIÓN DE INVESTIGACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS MARINAS DEL ATLÁNTICO SUR OCCIDENTAL, 1., 2003. Montevideo. **Libro de Resúmenes...,** [Sl.: s.n.], 2003. p.65.

SILVA, A. C. C. D. da; CASTILHOS DE, J. C.; ROCHA, D. A. S.; OLIVEIRA, F. L. C.; WEBER, M. I.; BARATA, P. C. R. Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (Lepidochelys olivacea) in the State of Sergipe, Brazil, 1990/1991-2000/2001. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 22., 2002, Miami. **Proceedings...** Miami: U.S. Department of Commerce, 2003. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503.

THOMÉ, J. C. A.; MARCOVALDI, M. A.; MARCOVALDI DEI, G. G.; BELLINI, C.; GALLO, B. M. G.; LIMA, E. H. S. M.; SILVA DA, A. C. C. D.; SALES, G.; BARATA, P. C. R. An overview of Projeto TAMAR-IBAMA'S activities in relation to the incidental capture of sea turtles in the Brazilian fisheries. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 22., 2002, Miami. **Proceedings...** Miami: U.S. Department of Commerce, 2003, p. 119-120. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503.

Eventos Nacionais

BALDASSIN, P.; WERNECK, M. R.; SILVA, M. M. Hematologia e bioquímica sangüínea das tartarugas marinhas mantidas em cativeiro na Base do Projeto TAMAR-IBAMA em Ubatuba-SP. In: CONGRESSO, 7., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2003.

BENZAQUEN, M.; CORDEIRO, D.; GOMES, L.; ROSTAN, G. Análise comparativa do perfil visitante que freqüenta o Projeto TAMAR - Praia do Forte-BA. In: ENCONTRO NACIONAL DE TURISMO COM BASE LOCAL- ENTBL, 7., 2003. Ilhéus. **Resumos...,** Ilhéus: Universidade Estadual de Santa Cruz. 2003.

BEZERRA, J. C. JR.; FRAGA, R. T.; SILVA, A. C. C. D. da. Tecnologia de produção de sementes de ostras nativas, Crassostrea spp., no estuário do Rio São Francisco-SE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 13., 2003. Porto Seguro. **Resumos...**, [S.l.: s.n], 2003.

FERNANDES, L. B.; CASTILHOS, J.; BONATO, S. L. Diversidade genética da tartaruga marinha Lepidochelys olivacea no litoral Brasileiro. In: CONGRESSO DE GENÉTICA, 49., 2003. Águas de Lindóia. **Resumos...**, [S.l.: s.n], 2003.

FRAGA, R. G. R.; SOUZA, A. C.; FRAGA, R. T. Diagnóstico Ambiental da Reserva Biológica de Santa Isabel. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 55., 2003. Recife. **Resumos...**, [S.l.: s.n], 2003.

FRAGA, R. T.; OLIVEIRA, J. T. de.; FRAGA, R. G. R.; GOMES,L. G. N.; FERREIRA, E. dos S.; SOLEDADE JR., M. A S.M. CONATURA & Monitoria Ambiental durante prospecção geofísica marinha no litoral de Aracaju/SE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOLOGIA, 2003. Fortaleza. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2003.

FUTEMA, F.; LOPEZ, R. P. G.; KLUYBER, D.; BOCCIA, J. P.; BALDASSIN, P.; WERNECK, M. R.; BOVINO, E. Relato de caso: Anestesia epidural em Chelonia mydas. In: CONGRESSO, 7., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2003.

GUIMARÃES, E.; CASTILHOS, J. C. de.; ROCHA, D. A dos S. Proteção de desovas da tartaruga marinha Lepidochelys olivacea durante temporada reprodutiva 2000/2001 em Ponta dos Mangues, Sergipe, Brasil. In: ENCONTRO NACIONAL DE BIÓLOGOS, 5., E ENCONTRO NORDESTINO DE BIÓLOGOS, 2., 2003. Natal. **Resumos...**, [S.l.: s.n], 2003.

JARDEWESKI, C. L. F.; SALES,G.; POLETTE, M. Interação da Pesca Artesanal de Lagosta com Tartarugas Marinhas no Litoral Norte da Bahia. In: SIMPÓSIO DE ETNOBIOLOGIA E ETNOECOLOGIA DA REGIÃO SUL: ASPECTOS HUMANOS DA BIODIVERSIDADE. 1., 2003. Florianópolis. **Anais...**, [Sl.: s.n.], 2003.

LIMA, E. H. S. M.; CRUZ, F. A. B. M. da.; MORAIS, S. M. R.da S.; MELO, M. T. D. Capturas acidentais de tartarugas marinhas em currais de pesca monitorados pelo Projeto TAMAR-IBAMA Base de Almofala - Campanha 2002. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 14., 2003. Maceió. **Livro de Resumos...**, Maceió: Universidade Federal de Alagoas, p.349, 2003

LIMA, E. H. S. M.; NASCIMENTO, L. M. do ;MELO, M. T. D. Alguns dados de tartarugas marinhas mortas monitoradas pelo Núcleo Projeto TAMAR-IBAMA em Fortaleza-Ceará. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 14., 2003, Maceió. **Livro de Resumos...**, Maceió: Universidade Federal de Alagoas, p.348, 2003.

PIRES, T. T.; ROSTAN, G.; GUIMARÃES, J. E. Hemograma e determinação da proteína plasmática total de tartarugas marinhas da espécie Caretta

caretta (LINNAEUS, 1758).criadas em cativeiro no projeto TAMAR-IBAMA da Praia do Forte- Bahia. In: CONGRESSO, 7., ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Resumos...**, [S.l: s.n.], 2003.

PIRES, T. T.; ROSTAN, G.; GUIMARÃES, J. E. Morfologia das células sangüíneas de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta (LINNAEUS, 1758). In: CONGRESSO, 7., ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Resumos...**, [S.l: s.n.], 2003.

ROCHA, D. A. dos S.; CASTILHOS, J. C. de; OLIVEIRA, F. L. das C.; SANTOS, A C J dos; JACINTHO, B. T. Avaliação do Programa de Educação Ambiental a partir das taxas de predação humana em desovas de Tartarugas Marinhas nas áreas Monitoradas pelo Projeto TAMAR/SE, nas Temporadas 2000/01, 2001/02 e 2002/03. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOLOGIA, 2003. Fortaleza. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2003.

ROCHA, D. A. dos S.; JACINTHO, B. T. Culturarte - A Expressão Artística da Educação Ambiental em Pirambu/SE. In: SIMPÓSIO SUL BRASILEIRO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 2., ENCONTRO DA REDE SUL BRASILEIRA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1., 2003. Itajaí. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2003.

ROCHA, D. A. dos S.; JACINTHO, B. T. Unhas, dentes, canções e danças em defesa ao Meio Ambiente - Programa permanente de E. A desenvolvido pelo Projeto TAMAR em Pirambu, Sergipe. In: SIMPÓSIO SUL BRASILEIRO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 2., ENCONTRO DA REDE SUL BRASILEIRA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1., 2003. Itajaí. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2003.

ROSTÁN, G.; PIRES, T. T.; VIANA, P.; FIEDLER, F. N. Relato de encalhe e tratamento de Dermochelys coriacea (LINNAEUS, 1758). In: CONGRESSO, 7., ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Resumos....,** [S.l: s.n.], 2003.

SANTOS, M. R. D., GOMES, M. G. T., FERREIRA, L. S. BAPTISTOTTE, C. Caracterização morfológica e tintorial de células sanguíneas de tartarugas marinhas da espécie Eretmochelys imbricata (LINNAEUS, 1766). In: CONGRESSO, 7., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 2003.

SANTOS, M. R. D.; BAPTISTOTTE, C.; GOMES, M. G. T.; FERREIRA, L. S. Caracterização morfológica e tintorial de células sanguíneas de tartarugas marinhas da espécie Chelonia mydas (LINNAEUS, 1758). In: CONGRESSO, 7., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 2003.

SANTOS, M. R. D.; BAPTISTOTTE, C.; GOMES, M. G. T.; FERREIRA, L. S.; BUSSOTI, U. G. Valores hematológicos de tartarugas marinhas da espécie Caretta caretta (LINNAEUS, 1758) mantidas em cativeiro no Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESSO, 7., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Anais...,** [S.l.: s.n.], 2003.

SANTOS, M. R. D.; BAPTISTOTTE, C.; GOMES, M. G. T.; FERREIRA, L. S.; BUSSOTI, U. G. Valores hematológicos de tartarugas marinhas da

espécie Eretmochelys imbricata (LINNAEUS, 1766) mantidas em cativeiro no Espírito Santo, Brasil. In: CONGRESSO, 7., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 2003.

SILVA, A. C. C. D. da.; FRAGA, R. T. Projeto TAMAR e alternativas econômicas comunitárias, viabilidade de atratores artificiais em Sergipe. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 13., 2003. Porto Seguro. **Resumos...**, [S.l.: s.n], 2003.

WERNECK, M. R.; LEITE, T. de C.; OLIVEIRA, L. de.; BECKER, J. H. Resíduos antropogênicos ingeridos por tartarugas marinhas atendidas na Base do Projeto TAMAR-IBAMA de Ubatuba. In: CONGRESSO, 7., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 12., 2003. Águas de São Pedro. **Resumos eletrônicos...**, [S.l.: s.n.], 2003.

XIMENES, M. C. A.; LIMA, E. H. S. M.; VIDAL, E. M. Educação ambiental: A visão do professor sobre o Projeto TAMAR/Almofala- CE. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Estadual do Ceará. p.568-569, 2003

Livros e Capítulos de Livros

LIMA, E. H. S. M. Tartarugas marinhas. In: CAMPOS, A. A. et all. **A zona costeira do Ceará:** diagnóstico para a gestão integrada. Fortaleza: AQUASIS, 2003. p.122-124.

Dissertações de Mestrado

MOREIRA, L. M. de P., 2003. 63f. **Ecologia reprodutiva e estimativa de ninhos da tartaruga verde- aruanã -** Chelonia mydas **(Linnaeus, 1758) (Testudines, reptilia) na ilha da Trindade - Espírito Santo - Brasil.** Dissertação de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, 2003.
Disponível na Base: Espírito Santo.

Monografias

BALDASSIN, P. 2003. 58f. **Perfil Hematológico e Bioquímico das Tartarugas Marinhas mantidas em cativeiro na Base do Projeto Tamar em Ubatuba-SP.** Monografia (Graduação). Curso de Medicina Veterinária, Instituto de Ciências da Saúde, Universidade Paulista. 2003.
Disponível na Base: Ubatuba- SP

BROSIG, C. 2003. 29f. **Levantamento primário dos impactos causados pela pesca da lagosta sobre as populações de tartarugas marinhas na região de Almofala e adjacências (Estado do Ceará-Brasil). 2003.** Monografia (Graduação). Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, SC, 2003.
Disponível na Base: Almofala-CE

CRUZ, F. A. B. M. da. 2003. **Contribuição para o conhecimento do impacto dos currais de pesca do litoral Cearense, Brasil, na captura**

de tartarugas marinhas. Monografia (Graduação). Curso de licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade do Algarve, 2003.
Disponível na Base: Almofala-CE

KLOSOVSKI, L. J. R. 2003. 41 f. **Análise das estratégias de conservação de quelônios brasileiros.** Monografia (Graduação em Ciências Biológicas), Faculdade de Ciências da Saúde, Centro Universitário de Brasília, Brasília, 2003.
Disponível na Base: Regência-ES

MORAIS, S. M. R. da S. 2003. 43f. **Contribuição para o estudo da influência das "marambaias" numa população de tartarugas verdes,** Chelonia mydas **L., no litoral Cearense, Brasil. 2003.** Monografia (Graduação). Curso de licenciatura em Biologia Marinha e Pescas, Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente ,Universidade do Algarve. 2003.
Disponível na Base: Almofala-CE

NASCIMENTO, W. J. G. 2003. **Regime alimentar do espadarte,** Xiphias gladius **(Linnaeus, 1758) na costa da Bahia análise preliminar.** Monografia (Graduação). Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana, BA, 2003.
Disponível na Base: TAMAR-Pesca-BA

OLIVEIRA, L. M., 2003.102f. **Levantamento da quantidade de plástico, papel, vidro e metal, encontrado na praia de Regência, Linhares ES.** Monografia (Graduação). Departamento de Pós Graduação em Gestão Ambiental Faculdade de Ciências Aplicadas "Sagrado Coração" Unilinhares, ES, 2003.

RIBEIRO, L. B., 2003. 37f. **Avaliação do sucesso de eclosão dos ninhos de manejo empregado pelo Projeto Tamar-Ibama na temporada reprodutiva 2002/2003, Base de Guriri, São Mateus-ES.** Monografia (Graduação). Departamento de Zoologia pela Universidade Federal de Juiz de Fora-MG, MG, 2003.
Disponível na Base: Espírito Santo

SANTOS, P. E., 2003. 34f. **Estudo de parâmetros populacionais das tartarugas marinhas do litoral norte do Estado do Espírito Santo.** Monografia (Graduação). Departamento de Zoologia da Universidade Federal do Paraná, PR, 2003.
Disponível na Base: Espírito Santo

SEIXAS, L. B. 2003. **Caracterização da pesca de linha e dos pesqueiros explorados pela frota de Arembepe**. Monografia (Graduação). Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Feira de Santana, BA, 2003.
Disponível na Base: Praia do Forte - BA

TANNÚS, R. M. 2003. 61f. **Levantamento preliminar das tartarugas marinhas no município de Cajueiro da Praia, Piauí, Brasil.** Monografia (Graduação). Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Ceará, CE, 2003.
Disponível na Base: Almofala - CE

XIMENES, M.C.A.2003. 53f. **Educação ambiental : A visão do professor sobre o Projeto TAMAR/ Almofala- CE.** Monografia (Graduação). Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Estadual do Ceará, CE, 2003.
Disponível na Base: Almofala - CE

Revistas do TAMAR

São Paulo também tem TAMAR. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 8, Número 6, 2003.

Boletins TAMAR

TAMAR, 2003. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VII, Número 21, Abril.

TAMAR, 2003. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VII, Número 22, Julho.

TAMAR, 2003. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VII, Número 23, Outubro.

TAMAR, 2003. Projeto TAMAR/IBAMA- Fundação Pró-TAMAR, Ano VII, Número 24, Dezembro.

(ISSN 1071-8443)

CHELONIAN CONSERVATION AND BIOLOGY

International Journal of Turtle and Tortoise Research

Volume 4, Number 3 *December 2003*



Published by
Chelonian Research Foundation

in association with
IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group,
Conservation International, IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group,
IUCN/SSC Turtle Survival Alliance, Turtle Conservation Fund, Chelonian Research Institute,
Wildlife Conservation Society, and IUCN—The World Conservation Union/Species Survival Commission

Chelonian Conservation and Biology, 2003, 4(3):523–529
© 2003 by Chelonian Research Foundation

Reproductive Biology and Conservation Status of the Loggerhead Sea Turtle (*Caretta caretta*) in Espírito Santo State, Brazil

CECÍLIA BAPTISTOTTE[1], JOÃO C.A. THOMÉ[1], AND KAREN A. BJORNDAL[2]

[1]*Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Müller 1111, Vitória, ES – 29042-571, Brazil [E-mail: cecilia@tamar.org.br; Fax: 55-27-3222-1417];*
[2]*Archie Carr Center for Sea Turtle Research and Department of Zoology, University of Florida, Gainesville, Florida 32611 USA [E-mail: kab@zoo.ufl.edu]*

ABSTRACT. – **The reproductive biology of loggerhead sea turtles nesting in Espírito Santo, Brazil, was evaluated for six nesting seasons (1991–92 through 1996–97), through data gathered by Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian sea turtle conservation program. Mean curved carapace length of nesting females was 102.7 cm (n = 198). Mean clutch size for clutches with more than 50 eggs was 119.7 (n = 3664), and clutch size was significantly correlated with female body size. Management practices had significant effects on hatching success and incubation time. Mean hatching success of nests left *in situ* was 68.3% (n = 879), of undepredated nests left *in situ* was 79.9% (n = 751), and of nests moved to hatcheries and not depredated was 67.7% (n = 2786). For nests moved to hatcheries, hatching success declined significantly with increasing time interval between oviposition and transfer to the hatchery. Mean incubation time was 59.5 days for nests left *in situ* (n = 572) and 57.2 days for nests moved to hatcheries (n = 2179). Incubation time declined significantly throughout the nesting season as temperatures increased; we conclude that sex ratio of hatchlings also shifts to more females as the season progresses. There was significant annual variation for all parameters.**

KEY WORDS. – **Reptilia; Testudines; Cheloniidae; *Caretta caretta*; sea turtle; reproduction; nesting; conservation; management; Brazil**

Five species of sea turtles nest in Brazil: loggerheads (*Caretta caretta*), green turtles (*Chelonia mydas*), hawksbills (*Eretmochelys imbricata*), olive ridleys (*Lepidochelys olivacea*), and leatherbacks (*Dermochelys coriacea*). The loggerhead accounts for about 80% of the nesting on Brazilian continental beaches. The beach along northern Espírito Santo State and the contiguous extreme southern Bahia State is the second largest nesting area for loggerheads in Brazil, next to the northern coast of Bahia State. In Espírito Santo State, apart from Trindade island, 1200 km offshore, which has a relatively large green turtle nesting colony (Moreira et al., 1995), loggerheads account for approximately 95% of sea turtle nesting.

Projeto TAMAR, the Brazilian sea turtle conservation program, is affiliated with IBAMA (Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources, a branch of the Brazilian government) and co-managed by Fundação Pró-TAMAR, an NGO. Projeto TAMAR began its activities in 1980 and now has 22 stations along the Brazilian coast and on oceanic islands, monitoring both nesting beaches and feeding areas. Projeto TAMAR started working in Espírito Santo State in 1982, initially at Comboios beach and gradually extending its activities in that state. Now, Projeto TAMAR has five stations in Espírito Santo, monitoring 194 km of nesting beaches. Besides beach monitoring, Projeto TAMAR conducts environmental conservation and educational activities with coastal communities.

This study focuses on loggerhead nesting biology in Espírito Santo State using data gathered from the year 1991–92 through the year 1996–97. We describe the spatial and temporal distribution of nests; evaluate annual variation in female body size, clutch size, incubation time, and hatching success; and assess the effect of management practices on incubation time and hatching success. Finally, a review of the conservation status of loggerheads in Espírito Santo State is presented.

METHODS

Study Area and Duration. — The study area is located on the north coast of Espírito Santo State, Brazil, runs in a north-south direction, and has a total length of 194 km between Barra do Riacho River (19°40'S) and Riacho Doce River (18°20'S) (Fig. 1). The area is divided into five sections, each monitored by a TAMAR station: Comboios (CB), Povoação (PV), Pontal do Ipiranga (PG), Guriri (GU), and Itaúnas (IA) (Fig. 1). The nearest other significant nesting beaches for loggerheads in Brazil are located 1000 km north in northern Bahia State and 400 km south in Atafona, Rio de Janeiro State.

According to Koeppen's classification (de Blij and Muller, 1993), the climate in the study area is predominantly "Aw," (i.e., tropical with hot and rainy summers), except for the northernmost beaches (Itaúnas and Conceição da Barra),

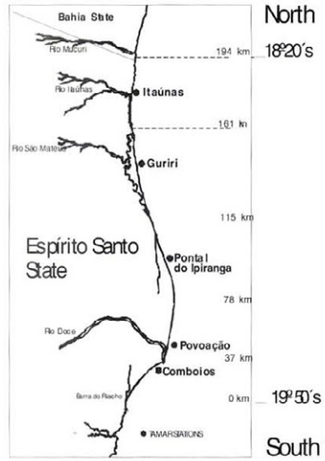


Figure 1. Map of the study area in Espírito Santo State, Brazil.

which have an "Am" climate (i.e., tropical with drier climate than "Aw"). In the coolest month (July), the mean air temperature is 21.2°C (mean minimum 17.1°C, mean maximum 25.5°C). In the warmest month (January), the mean air temperature is 25.4°C (mean minimum 21.5°C, mean maximum 29.7°C). Precipitation in the area is between 950 and 1380 mm/yr and is higher in summer than in winter. The coastline is covered by halophyllous-psammophyllous plant communities, composed mainly of *Mariscus pedunculatus*, *Panicum racemosum*, *Ipomoea pes-caprae*, *Ipomoea littoralis*, and *Blutaparom portucaloides* (Thomaz, 1991). Most of the beaches in the area, which is part of the Rio Doce coastal plains, are high energy beaches with steep profiles and coarse sand. Those in the northernmost area are lower energy beaches with finer sand.

The nesting season for loggerheads in Brazil is from September to March, and so each year is denoted by a two-year code, e.g., 1991–92. Although Projeto TAMAR began its activities in Espírito Santo in Comboios in 1982, the entire region has only been monitored since 1991. Therefore, only data from 1991–92 through 1996–97 will be presented here.

Monitoring Activities. — The goal was to leave every nest *in situ*. However, some nests were transplanted for several reasons: risk of beach erosion or tidal flooding, risk of human or animal predation, and difficulty or impossibility of completely monitoring the beach due to difficult access or limited financial resources. The northernmost 15 km of the beach monitored by the Comboios station is an Intensive Study Area (Marcovaldi and Laurent, 1996), where monitoring is carried out daily both at night and early in the morning by Projeto TAMAR technical personnel. In this area, which has been declared a biological reserve (Biological Reserve of Comboios), all nests are left *in situ*, except those threatened by beach erosion or tidal flooding. In other parts of the study area, called "conservation areas" (Marcovaldi and Laurent, 1996), monitoring is carried out early in the morning by TAMAR technical personnel or by local fishermen who are hired by TAMAR and work under the supervision of TAMAR's technical personnel. In these areas, some nests are kept *in situ*, but most clutches are transferred either to open-air beach hatcheries or, infrequently, to another spot on the beach if a problem occurs during transport of the clutch to the hatchery.

Hatcheries are designed to emulate natural conditions as closely as possible. Transferred eggs are moved and reburied carefully. For transferred nests, relocation time—the time interval between original oviposition and reburial—was classified as A (< 6 h), B (6–12 h), C (12 –24 h), or D (> 24 h).

All nests were excavated within 24 h after the majority of hatchlings had emerged. For *in situ* nests, the number of eggs was determined by counting egg shells, and the species was determined by examining dead or live hatchlings remaining in the nest. Clutch size could not be determined for *in situ* nests that were depredated. TAMAR's field methodology is described in detail by Marcovaldi and Laurent (1996).

The entire area was marked with stakes at each kilometer, and the location of each nest was recorded. The geographic location of the nests was not recorded at Campo Grande, a 12 km beach located between km 108 and 120 (306 nests in the six years).

Females encountered when nesting were double tagged on the front flippers with monel tags, and curved carapace length and width were recorded to ± 0.1 cm (Bolten, 1999). Due to the extent of the beaches and limited resources for night patrolling, not all nesting females were intercepted on the beach.

Data Analysis. — Data were collected for 3898 clutches. Data from 235 clutches (6.0%) were excluded from the analyses of clutch size, hatching success of undepredated nests, and incubation time, although they were included in the total number of nests in the area (Table 1, Figs. 2 and 3). These clutches were excluded from the above analyses for four reasons: partial or total depredation (n = 144), unrecorded clutch size (n = 18), unrecorded placement of nest (*in situ*, hatchery, or transferred to another spot on the beach; n = 1), or clutches that had fewer than 50 eggs (n = 72). Clutches with fewer than 50 eggs were excluded because these nests may have lost eggs to unrecorded predation events or oviposition may have been interrupted by activities of people or animals on the beach. The 50-egg minimum was chosen based on visual inspection of clutch size distribution (Fig. 4) and is consistent with the minimum clutch size recorded for other Atlantic loggerhead populations (Dodd, 1988).

Hatching success is the percentage of eggs that produced live hatchlings, including those hatchlings unable to

Table 1. For each year, number of clutches, clutch size (for clutches with at least 50 eggs), hatching success of undepredated nests, incubation time, and curved carapace length (CL) of nesting loggerheads at Espírito Santo, Brazil. Values are mean ± standard deviation, range, and sample size. Means in a row with the same letter superscript are not significantly different (ANOVA, $\alpha = 0.05$, Tukey post hoc test).

	Year						
	91-92	92-93	93-94	94-95	95-96	96-97	All
No. of clutches	520	749	589	625	735	680	3898
Clutch size	123.2^{a}	120.1^{ab}	118.2^{bc}	121.3^{ab}	119.7^{ac}	116.3^{c}	119.7
	± 22.6	± 22.4	± 22.4	± 23.4	± 22.8	± 21.9	± 22.7
	57-177	50-175	52-184	54-214	54-173	55-178	50-214
	$n = 491$	$n = 693$	$n = 546$	$n = 604$	$n = 693$	$n = 637$	$n = 3664$
Hatching success of	78.1^{ab}	76.2^{b}	76.9^{b}	79.4^{ab}	81.1^{ab}	84.2^{a}	79.9
undepredated nests (%)	± 22.9	± 22.7	± 23.3	± 19.2	± 17.8	± 16.3	± 20.0
In situ	0-98.0	0-98.1	0-100	0-100	2.4-100	0-100	0-100
	$n = 69$	$n = 101$	$n = 103$	$n = 143$	$n = 190$	$n = 145$	$n = 751$
Hatchery	73.0^{a}	63.9^{b}	67.5^{bc}	66.0^{bc}	67.6^{bc}	70.0^{ac}	67.7
	± 22.6	± 26.1	± 27.5	± 25.1	± 22.5	± 21.4	± 24.6
	0-100	0-99.3	0-100	0-100	0-98.1	0-100	0-100
	$n = 422$	$n = 592$	$n = 443$	$n = 450$	$n = 449$	$n = 430$	$n = 2786$
Incubation time (days)		62.8^{a}	57.2^{b}	58.7^{bc}	59.8^{c}	60.2^{c}	59.5
In situ		± 8.1	± 4.1	± 6.3	± 5.5	± 6.2	± 6.2
		51-96	49-68	45-76	45-74	45-80	45-96
		$n = 66$	$n = 93$	$n = 134$	$n = 175$	$n = 104$	$n = 572$
Hatchery		59.0^{a}	55.9^{b}	56.4^{bc}	56.8^{bc}	57.4^{c}	57.2
		± 7.0	± 3.9	± 6.1	± 4.7	± 6.2	± 5.8
		41-103	40-74	44-74	46-71	48-84	40-103
		$n = 509$	$n = 426$	$n = 425$	$n = 420$	$n = 399$	$n = 2179$
CL (cm)	104.4^{a}	105.0^{a}	102.5^{ab}	102.4^{ab}	100.8^{b}	102.5^{ab}	102.7
	± 4.6	± 6.0	± 4.1	± 5.0	± 5.6	± 3.7	± 5.3
	95-116	95-123	96-109	92-120	83-114	97-108	83-123
	$n = 27$	$n = 34$	$n = 25$	$n = 53$	$n = 49$	$n = 10$	$n = 198$

leave the nest. Hatching success was arcsin transformed for the statistical analyses (Zar, 1996). To evaluate effect of management practices, hatching success was analyzed in this paper for undepredated nests with 50 or more eggs under two of the three management practices—nests left *in situ* and nests transferred to open-air beach hatcheries ($n = 3537$, or 90.7% of the total number of nests). Hatching success was not analyzed for nests transferred to another spot on the beach ($n = 126$ clutches with 50 or more eggs); this management practice has only been employed since 1994–95. Hatching success of depredated and undepredated *in situ* nests was also calculated, assuming hatching success of depredated nests was 0%.

Incubation time was calculated as the number of days between oviposition and emergence of the first hatchlings. Incubation time was only analyzed for 1992–93 through 1996–97 because the staff at station Pontal do Ipiranga did not record incubation times for nests left *in situ* in 1991–92 and for undepredated nests with 50 or more eggs under the two management practices—*in situ* nests and open-air beach hatcheries. Some nests in other years were excluded from the analyses because dates of either nesting or hatchling emergence were not recorded. In all, 2751 nests were included in the analyses of incubation time. To evaluate the relationship between incubation time and nesting date, July 1 was set as day 1 of the nesting season.

A total of 267 curved carapace length (CL) measurements was obtained in 1991–92 through 1996–97. Only the first CL measurement of each turtle in each year ($n = 198$) was used in ANOVA of CL among years. Note that remigrants are included in this analysis in more than one year. When analyzing the dependence of clutch size on CL, all CL measurements were included (provided that clutch size was greater than 50 eggs).

In the statistical analyses, alpha = 0.05. Analyses of variance were followed by Tukey post hoc tests (Zar, 1996). All statistical analyses were carried out with the software Systat 7.0 (SPSS Inc., 1997).

RESULTS AND DISCUSSION

Spatial and Temporal Distribution of Nests. — From 1991–92 through 1996–97, 3898 nests were recorded with a range of 520 to 749 nests each year (Table 1). Nesting was more dense in the southern half of the study area (Fig. 2), in the area of the Comboios and Povoação stations, especially around the mouth of the Rio Doce at km 37.

Nesting activity (Fig. 3) was greatest in November with 89.4% of the clutches deposited between October and December. This temporal distribution is quite similar to the temporal distribution of loggerheads nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil (Marcovaldi and Laurent, 1996).

Clutch Size. — The mean (119.7) and range (50-214) of clutch size for clutches with 50 or more eggs ($n = 3664$; Table 1; Fig. 4) are within the range of reported values for other Atlantic loggerhead populations (Dodd, 1988) except for

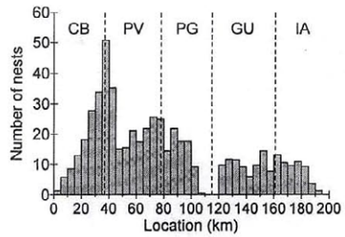


Figure 2. Geographic distribution of loggerhead nests (n = 3336) in Espírito Santo State from south to north for years 1991–92 through 1996–97 expressed as average number of nests per 5 km of beach per year. Exact position was not recorded for 306 nests (average 51.0/year) laid on a 12-km beach located around km 110. Dashed vertical lines indicate the boundaries of each station.

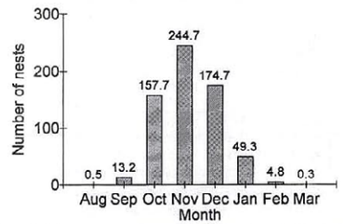


Figure 3. Mean number of loggerhead nests per month in Espírito Santo State for years 1991–92 through 1996–97 (n = 3871).

one exceptionally large clutch (see Fig. 5; value was reconfirmed) of 214 eggs that exceeds reported values. Mean clutch size of loggerheads nesting in Bahia State has been reported as 126.7 (n = 1921, SD = 25.0; Marcovaldi and Laurent, 1996) and 130.5 (n = 28, SD = 20.2; Tiwari and Bjorndal, 2000).

Mean clutch size was significantly different among years (ANOVA, F = 6.396, $p < 0.001$, Table 1). Although poaching has been nearly eliminated in Espírito Santo State, partial poaching of eggs at a low level cannot be ruled out and may explain, at least in part, the differences observed among the years. Other variables, such as nesting date, could influence clutch size. The number of eggs per nest decreased as the season progressed (n = 3639, F = 84.36, $p < 0.001$), but nest date only explained 2.3% of the variation in clutch size (Fig. 5), so the relationship is quite weak. In a 19-year study of nesting loggerheads on Little Cumberland Island, Georgia, USA (Frazer and Richardson, 1985a,b), mean clutch size was significantly different only for the year with the largest mean clutch size (127.5 eggs) and the smallest mean clutch size (114.4 eggs), and mean clutch size was significantly smaller in the last month of the season compared with earlier in the season.

Hatching Success. — From 1991–92 to 1996–97, 3537 clutches that were either left *in situ* or transferred to the

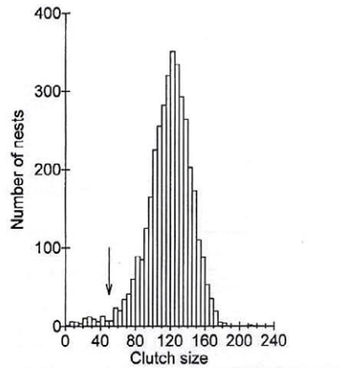


Figure 4. Clutch size distribution for undepredated loggerhead nests in Espírito Santo State for years 1991–92 through 1996–97 (n = 3736). Arrow marks the cut-off point (50 eggs), below which clutches were excluded from statistical analyses.

beach hatchery were monitored for hatching success (Table 1). Mean hatching success of *in situ* nests was 68.3% (range 0–100, n = 879) based on 0% hatching success for depredated nests. There was no interaction between management practice and year (two-way ANOVA, F = 1.875, $p = 0.095$) for hatching success. However, mean hatching success was significantly different among years for both undepredated *in situ* nests and transferred nests (one-way ANOVA, F = 9.970, $p < 0.001$) and among management practices (one-way ANOVA, F = 166.2, $p < 0.001$). Mean hatching success of undepredated *in situ* nests (79.9%) was higher than that of nests transferred to the beach hatchery (67.7%), which was similar to hatching success of all *in situ* nests (68.3%), although mean hatching success varied significantly among years.

Hatching success of loggerhead clutches in Bahia State was 73.1% for *in situ* nests and 63.2% for hatchery nests

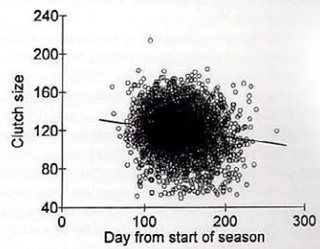


Figure 5. Clutch size of loggerhead nests (n = 3639) by day of oviposition (day 1 = July 1) in Espírito Santo State for years 1991–92 through 1996–97. The line represents a linear regression $y = 136.88 - 0.1198x$.

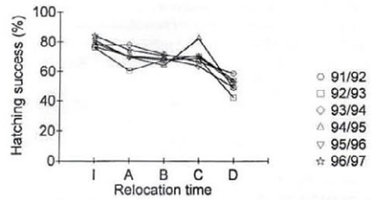


Figure 6. Mean hatching success of loggerhead nests ($n = 3490$) by relocation time in Espírito Santo State for years 1991–92 through 1996–97. I = *in situ* nests (not transferred, no relocation time); relocation times = A < 6 h, B = 6–12 h, C = 12–24 h, D > 24 h.

(Marcovaldi and Laurent, 1996). *In situ* nests in Bahia were protected from predators by screening the nests in areas of high predation. The values from Bahia (Marcovaldi and Laurent, 1996) are lower than those reported for Espírito Santo State, but have the same relative relation between *in situ* and hatchery nests.

Hatching success of transferred nests is affected by movement or rotation of eggs during relocation, and the effect of egg movement increases greatly with time after oviposition (Limpus et al., 1979; Miller, 1997). For hatching success, there is a significant interaction between relocation time (time elapsed between oviposition and reburial) and year (two-way ANOVA, n = 3490, F = 2.494, $p < 0.001$, Fig. 6). A comparison of hatching success of undepredated *in situ* nests and transferred nests by relocation time by year (Fig. 6) indicates that relocation time can, at least in part, explain the observed differences in mean hatching success between *in situ* and transferred nests (Table 1).

Previous observations have suggested that the finer sand in northern Espírito Santo beaches improved the hatching success of loggerhead nests. To evaluate this hypothesis, we examined the relationship between hatching success for undepredated *in situ* nests and geographic location (Fig. 7). A significant, positive relationship was found (linear regression, $n = 740$, F = 5.670, $p = 0.0172$, $r^2 = 0.008$), but geographic location accounted for less than 1% of the variation in hatching success. Thus, for *in situ* nests, there was not a biologically significant geographic trend in hatching success, and our results do not support the hypothesis.

Incubation Time. — Incubation times were analyzed for 2751 clutches (1992–93 through 1996–97). Incubation time of nests in Espírito Santo State exhibited great variability (Table 1). The range of incubation times for *in situ* nests (45–96 days) was greater than the range reported for other loggerhead populations (Dodd, 1988). For incubation time, there was no interaction between years and management practices (two-way ANOVA, F = 1.744, $p = 0.138$). Mean incubation time varied significantly among years (one-way ANOVA, F = 23.61, $p < 0.001$) and between management practices (one-way ANOVA, F = 72.25, $p < 0.001$). Mean incubation time of *in situ* nests was 2 to 3 days longer than that of transferred nests (Table 1). A similar relationship, although with a smaller difference of only 0.5 day, was reported for *in situ* and hatchery nests in Bahia State (Marcovaldi and Laurent, 1996).

Incubation time of nests (*in situ* and hatchery nests combined) decreased as the season progressed (linear regression, $n = 2751$, F = 3878.3, $p < 0.001$, $r^2 = 0.59$, Fig. 8). The horizontal line in Fig. 8 indicates the estimated pivotal incubation time (i.e., the incubation time of nests with a 1:1 sex ratio) for loggerheads in Brazil (59.3 days; Marcovaldi et al., 1997). Thus, we suggest that the sex ratio of hatchlings also changes during the season, with more males produced during the early season when incubation times are longer as a result of lower temperatures. The effect of management practices on the sex ratio of hatchlings produced in Espírito Santo State is now being investigated.

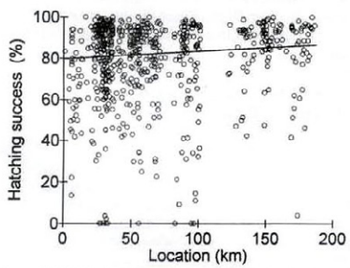


Figure 7. Hatching success of undepredated *in situ* loggerhead nests ($n = 740$) by geographic location in Espírito Santo State from south to north for years 1991–92 through 1996–97. The solid curve (nearly a straight line) represents the linear regression $y' = 1.105507 + 0.00048702x$ (where y' is arcsin-transformed hatching success and x is geographic location) transformed back to the hatching success scale.

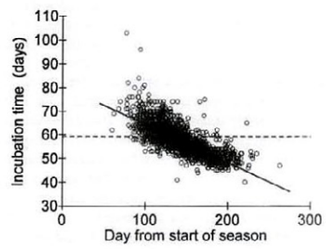


Figure 8. Incubation time of loggerhead nests ($n = 2751$) by day of oviposition (day 1 = July 1) in Espírito Santo State for years 1992–93 through 1996–97. The dashed horizontal line represents the estimated pivotal incubation time (59.3 days, Marcovaldi et al., 1997). The solid line represents a linear regression $y = 80.65 - 0.1618x$.

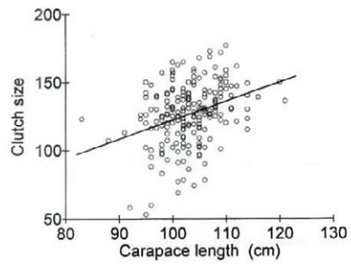


Figure 9. Clutch size by curved carapace length for adult female loggerheads (n = 210; first measurement for each turtle in each year) in Espírito Santo State for years 1991–92 through 1996–97. The line represents a linear regression $y = 1.3988x - 17.70$.

No relationship was found between incubation time of *in situ* nests and geographic location (linear regression, n = 566, F = 0.692, p = 0.406). However, farther north in Bahia State, mean incubation time for *in situ* loggerhead nests is 53.2 days (n = 432, SD = 4.3; Marcovaldi and Laurent, 1996), a significantly shorter interval than the mean of 59.5 days for Espírito Santo State (t-test, df = 1002, t = 18.1, $p < 0.001$).

Carapace Length. — Including only the first measurement of each turtle in each year, we have a total of 198 CL measurements between 1991–92 and 1996–97 (Table 1). The mean CL, although within the range of reported mean values for other Atlantic loggerhead populations, is greater than that of most populations, and the maximum CL, 123 cm, is very close to the maximum CL reported for other Atlantic populations (124 cm, in Florida, USA) (Dodd, 1988). The mean CL calculated for loggerheads nesting in Espírito Santo State is similar to the mean values reported for loggerheads nesting in Bahia State, Brazil (102.8 cm, n = 176, Marcovaldi and Laurent, 1996; 101.2 cm, n = 29, Tiwari, 1998). Mean CL varied significantly among years (one-way ANOVA, n = 198, F = 3.311, p = 0.007). No significant difference in mean CL among years was found for loggerheads nesting in Australia (Limpus, 1985).

A positive relationship was found between clutch size and female CL in our study (n = 210, F = 26.07, $p < 0.001$, $r^2 = 0.111$), but it only accounted for 11.1% of the variation (Fig. 9). A significant, positive relationship between clutch size and body size has been reported for a number of marine turtle populations (Hirth, 1980; Van Buskirk and Crowder, 1994), although other studies have not found such a relationship (Ehrhart, 1982). Female CL accounted for 30% (n = 77) of the variation in clutch size in loggerheads nesting on Little Cumberland Island, Georgia (Frazer and Richardson, 1986), and for 40% (n = 48) and 19% (n = 27) for loggerheads nesting in Florida, USA, and Bahia, Brazil, respectively (Tiwari and Bjorndal, 2000).

Conservation Status. — Several management strategies can be employed in conservation programs for sea turtles, some of which have already been tested and recommended. Any conservation program should take local conditions into account and should include local inhabitants, if any, in their formulation and execution (Marine Turtle Specialist Group, 1995).

In the case of Projeto TAMAR, the commitment of local people who in former times used sea turtles for commerce or subsistence provided a good basis for the relationship between our conservation program and the communities located in the nesting areas in Espírito Santo State. As our program has developed, the knowledge we have obtained of the habits of the local people and their socio-economic condition has allowed us to develop management alternatives that have improved the socio-economic and cultural status of local people. These developments have also been positive for the sea turtles, which, as "flagship species," contribute to the conservation of coastal and marine environments. In Espírito Santo State, commerce in sea turtle products has ceased, the number of nests has been relatively stable among years, there is an increasing trend in the proportion of nests that have been left *in situ*, and a decreasing numbers of nests are harvested by humans. The activities of Projeto TAMAR also increase the potential for ecotourism in the area, as nesting turtles are attractive to tourists.

Relocation of clutches to protected hatcheries is a common management practice (Marcovaldi and Laurent, 1996). However, Projeto TAMAR has attempted to leave as many nests as possible *in situ* to avoid possible effects on hatching success and natural sex ratio of hatchlings.

ACKNOWLEDGMENTS

We wish to thank the following TAMAR station managers in Espírito Santo: Luciana M. de P. Moreira, Juarez T. Scalfoni, Alexsandro Sant'Ana dos Santos, Márcia Lederman, Denize de Borba Rieth, and Antônio de P. L. S. Almeida, and all trainees and the "carebeiros" (fishermen hired by TAMAR), for all the field work and data collection. We thank also Alan Bolten, Peter Eliazar, and Paulo Barata for their assistance with data analyses. Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA, co-managed by Fundação Pró-TAMAR, and supported by Petrobras. This study was assisted under the Cooperation Agreement between Projeto TAMAR and the University of Florida.

LITERATURE CITED

BOLTEN, A.B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, Publ. No. 4, pp. 110-114.

DE BLIJ, H.J. AND MULLER, P.O. 1993. Physical Geography of the Global Environment. New York: Wiley.

DODD, C.K., JR. 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). US Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 88(14):1-110.

EHRHART, L.M. 1982. A review of sea turtle reproduction. In: Bjorndal,

K.A. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, pp. 29-38.

FRAZER, N.B. AND RICHARDSON, J.I. 1985a. Annual variation in clutch size and frequency for loggerhead turtles, *Caretta caretta*, nesting at Little Cumberland Island, Georgia, USA. Herpetologica 41:246-251.

FRAZER, N.B. AND RICHARDSON, J.I. 1985b. Seasonal variation in clutch size for loggerhead turtles, *Caretta caretta*, nesting on Little Cumberland Island, Georgia, USA. Copeia 1985:1083-1085.

FRAZER, N.B. AND RICHARDSON, J.I. 1986. The relationship of clutch size and frequency to body size in loggerhead turtles, *Caretta caretta*. Journal of Herpetology 20:81-84.

HIRTH, H.F. 1980. Some aspects of the nesting behavior and reproductive biology of sea turtles. American Zoologist 20:507-523.

LIMPUS, C.J. 1985. A study of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in eastern Australia. Ph.D. Thesis, University of Queensland, St. Lucia, Australia.

LIMPUS, C.J., BAKER, V., AND MILLER, J.D. 1979. Movement induced mortality of loggerhead eggs. Herpetologica 35:335-338.

MARCOVALDI, M.A., AND LAURENT, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2:55-59.

MARCOVALDI, M.A., GODFREY, M.H., AND MROSOVSKY, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. Canadian Journal of Zoology 75:755-770.

MARINE TURTLE SPECIALIST GROUP. 1995. A Global Strategy for the Conservation of Marine Turtles. Gland: IUCN.

MILLER, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 51-81.

MOREIRA, L., BAPTISTOTTE, C., SCALFONE, J., THOMÉ, J.C., AND DE ALMEIDA, A.P.L.S. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsletter 70:2.

SPSS. 1997. Systat 7.0: Statistics. Chicago: SPSS Inc.

THOMAZ, L.D. 1991. Distribuição e diversidade de espécies na vegetação halófila-psamófila no litoral do Espírito Santo. M.S. Thesis, Universidade Estadual Paulista, Brasil.

TIWARI, M. 1998. A comparison of morphological and reproductive characteristics of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. M.S. Thesis, University of Florida, Gainesville, Florida.

TIWARI, M. AND BJORNDAL, K.A. 2000. Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. Herpetologica 56:343-356.

VAN BUSKIRK, J. AND CROWDER, L.B. 1994. Life-history variation in marine turtles. Copeia 1994:66-81.

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. Third edition. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall.

Received: 19 July 2000
Revised and Accepted: 17 December 2001

Report of the Xth Meeting of Latin American Sea Turtle Specialists (Kuala Lumpur, Malaysia, March 16-17, 2003)

Alejandro Fallabrino[1], Joca Thomé[2], Héctor Barrios[3], Anny Chaves[4]

[1]CID/Karumbé, Tortugas Marinas del Uruguay, J. Paullier 1198/101, Montevideo, Uruguay, (Email: afalla@adinet.com.uy),[2]Projeto TAMAR-IBAMA/Fundaçao Pró-TAMAR, Av. Paulino Muller, 1111, Jucutuquara, Vitória, Espirito Santo, Brazil, (Email: jocatam@terra.com.br),[3]Grupo de Trabajo en Tortugas Marinas del Golfo de Venezuela, Facultad Experimental de Ciencias, Departamento de Biología, (Email: hbarrios@cantv.net), [4]Environmental Projects, I.C.E., Apdo. 18-3019, San Pablo, Heredia 3019, Costa Rica, (Email: achaves@ice.go.cr)

During March 16th and 17th the X Reunión de Especialistas Latinoamericanos en Tortugas Marinas (RETOMALA) took place in the Legend Hotel, in the beautiful city of Kuala Lumpur as part of the 23rd Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. It was the first time that the RETOMALA was held outside of the Americas, and despite the substantial effort needed for all the participants to travel to Asia, there was significant participation, with 40 delegates taking part.

With the Inter American Convention for the Conservation and Protection of Sea Turtles (IAC) being such an important instrument for the future of research and conservation of sea turtles in Latin-American countries, the X RETOMALA had as its main objective to debate and reinforce its value and strategise its implementation. On day one, Samantha Namnum was in charge of the opening comments, during which she gave a presentation about the current status of the IAC. After that, Clara Padilla talked about the IAC Secretary and the results of the first conference of the parties. The morning was closed with Melania Yañez and her experiences regarding the successful process of IAC ratification in Ecuador. In the afternoon, the members of the Organization Committee discussed the text of the IAC (Annexes) and the mechanisms of participation. The day reached its end with a speech of Neca Marcovaldi about the "Brazilian Plan for Reduction of Incidental Sea Turtle Capture in Fisheries".

During the second day, two working groups were created, one consisting of participants from countries that have not yet signed or ratified the IAC, and the other with the countries that are IAC members. The first group (Argentina, Colombia, Cuba, Dominican Republic and Uruguay) analyzed the current situation of each country and established a strategy to ensure signing and/or ratification of the IAC. The second group (Brazil, Costa Rica, Ecuador, México, Puerto Rico and Venezuela) established the next steps to follow in order to help the countries of the first group. We would like to highlight the participation of Jack Frazier and his invaluable contributions towards the IAC throughout the meeting. The meeting finalized with a presentation by Rod Mast about the funding opportunities for sea turtle projects in Latin America, and another from Perran Ross about the IUCN Marine Turtle Specialist Group. The final report of the X RETOMALA will be available at the RETOMALA´s website < http://members.seaturtle.org/retomala/index.htm> along with other pertinent information.

Costa Rica´s CIT-006 "Resolución sobre la conservación de la tortuga baula (*Dermochelys coriacea*) en el Pacífico Oriental" was supported by the group, and it was also decided that the next RETOMALA will be held together with the 24th Annual Sea Turtle Symposium in Costa Rica 2004. It will be organized by Rolando Castro (Costa Rica), Laura Sarti (México), Félix Moncada (Cuba), Carlos M. Orrego (Colombia) and Claudia Ceballos (Colombia).

Acknowledgements: We would like to give very special thanks to the President of the 23rd Symposium, Nicolas J. Pilcher for all the help he provided during the organization of the X RETOMALA, and to Carmen Leong Pilcher for the design of the Meeting's logo. Also to the coordinators of the travel grants, Ana R. Barragan and Jeff Seminoff, for all their good will and dedication that have given to ensure wide particpation. We are also grateful to Michael Coyne of seaturtle.org for his help in establishing the RETOMALA website.

Marine Turtle Newsletter 102:14, © 2003

Marine Turtle Newsletter

Loggerhead Sea Turtle Tagged in Brazil Caught by a Trawler in Waters of the Common Argentinian-Uruguayan Fishing Area

Martín Laporta[1] & Gustave Lopez[2]

[1] *C.I.D., Proyecto Karumbé, Tortugas Marinas del Uruguay J. Paullier 1198/101, Montevideo, Uruguay, (E-mail: karumbe@adinet.com.uy)*

[2] *Projeto TAMAR-IBAMA. Caixa Postal 2219 Salvador, Bahia, CEP 40223-970 Brazil (E-mail: protamar@tamar.org.br)*

On March 22, 2002 the trawler Besugo II incidentally caught an adult female loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in waters of the common Argentinian-Uruguayan Fishing Area (3610'S and 5605'W), near Rouen Bank, southwest of Montevideo. The turtle was dead when the net was hauled and it had only one tag with the number BR12309 (Monel 681 tag, National Band Co., Newport, KY, USA). The turtle was tagged on October 21, 1995 at one of Projeto TAMAR's stations in Arembepe, Bahia (12o45'S 38o10'W), and had not been observed in the seven intervening years. At the time of tagging, the turtle measured 107.5 cm CCLn-t. and 95.5 cm CCW. Measurements taken by the Karumbé Project seven years later were identical. Both projects use the measurement methods outlined by Bolten (1999).

This is the first loggerhead turtle tagged in Bahia and then recaptured by an Uruguayan fishing vessel. Almeida et al. (2000) registered a case in which a loggerhead sea turtle tagged in the Brazilian state of Espírito Santo, was found stranded in Uruguay. Together these data suggest that some Brazilian loggerhead sea turtles may migrate to Uruguayan waters to feed.

Currently, TAMAR and Karumbé are developing an "Action Plan for the Reduction of Incidental Sea Turtle Capture in Fisheries". The cooperation between both projects is extremely important to achieve success in the conservation of sea turtles in Brazil, Uruguay and elsewhere.

Acknowledgements: Karumbé Project is supported by the British Petroleum Conservation Programme, and National Fish and Wildlife Foundation. TAMAR is supported by Petrobras, affiliated with IBAMA and co-administrated by the Pró-TAMAR Foundation. We thank the fisherman Andres Vidal for collecting the turtle and contacting Karumbé Project, and Neca Marcovaldi and Philip Miller for their comments.

ALMEIDA, A.P, C. BAPTISTOTTE & J.A. SCHINEIDER. 2000. Loggerhead turtle tagged in

Brazil found in Uruguay. Marine Turtle Newsletter 87:10.

BOLTEN, A. B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A. & Donnelly, M. (Editors). Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publications N 4 pp. 110-114.

Marine Turtle Newsletter 99:20, © 2003

Marine Turtle Newsletter

First Record of Olive Ridley Nesting in the State of Ceará, Brazil

Eduardo H.S.M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1] & Paulo C. R. Barata[2]

[1] *Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 01, Almofala - CE, 62592-990 Brazil (E-mail: tamarce@terra.com.br)*

[2] *Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480, Rio de Janeiro - RJ, 21041-210 Brazil (E-mail: pbarata@alternex.com.br)*

On 15 April 2002, an olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) nested on Praia de Patos (Patos Beach), 2°59'S, 39°41'W, State of Ceará, northeastern Brazil. The original report came from a fisherman, who found the nest about 10 km east of the Projeto TAMAR station at Almofala, Ceará. Hatchlings emerged from the nest 48 days later on 2 June 2002. The nest was excavated on the following day. Fourteen unhatched eggs and 7 live hatchlings were found inside the nest, but the total number of empty egg shells was not recorded.

The live hatchlings were brought on the same day to the TAMAR station at Almofala, where they were maintained in a tank with saltwater. One of the hatchlings had a severe malformation and died one day later. Four of the remaining turtles were released to the sea on the afternoon of 27 July 2002, on the beach in front of the TAMAR station. Nearly 50 people, including local schoolchildren, fishermen and visitors, participated enthusiastically in the release. The other two hatchlings are being kept in TAMAR's Almofala tanks for environmental education purposes.

Patos Beach is located about 800 m from a small village, next to the mouth of the Aracati-mirim River, and has an open sea approach. The beach is quite deserted apart from fishermen, who say that sea turtle nesting occurs with some regularity on that beach, although there was a higher level of nesting there about 30 or 40 years ago (no precise numbers provided).

The fisherman who reported the nest to TAMAR said he was inspired by an earlier visit to the Almofala station during a release of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) hatchlings, an event which made him feel delighted ("a most beautiful thing!", in his words). This can be regarded as a successful result of TAMAR's environmental education activities in the area (Lima 2001). However, much remains to be done: some nests are still poached or depredated on Patos Beach. In the state of Ceará, TAMAR is preparing a pamphlet on sea turtle nest protection, to be distributed to and discussed with local communities as a way of increasing their awareness. This pamphlet will also function as a tool for the training of local agents, who will act in the protection of nests and sea turtles in general.

The nest reported here is the first documentation of an olive ridley nest in the State of Ceará, and is the first nest of any sea turtle species monitored by TAMAR at Almofala. This station was established to protect sea turtles on their feeding grounds mainly green turtles (*Chelonia mydas*), although other species are also found there in relatively low numbers (Marcovaldi 1993). Hawksbill nestings have regularly been recorded on the coast of the State of Ceará, but in a region about 240 km to the east of Almofala (Lima 2002). The two nearest known regular olive ridley nesting sites are located in northeastern Brazil to the south (in the State of Sergipe and in the contiguous northern part of the State of Bahia, about 1500 km away), and in French Guiana to the north (about 1800 km away) (Fretey 1999).

Acknowledgements. We would like to thank Francisco Silva "Donga", the fisherman who informed us about the nest, and the two TAMAR trainees, Francisca Marques Cruz and Suzana Morais, for their assistance in this work. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA (the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and is officially sponsored by Petrobras. In Ceará, TAMAR is supported by the Frankfurt Zoological Society - Help for Threatened Wildlife.

FRETEY, J. 1999. Repartition des tortues du genre *Lepidochelys* Fitzinger, 1843. I. L'Atlantique Ouest. Biogeographica 75: 97-117.

LIMA, E.H.S.M. 2001. Helping the people help the turtles: the work of Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Brazil. Marine Turtle Newsletter 91:7-9.

LIMA, E.H.S.M. 2002. Alguns dados sobre desova de tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) no litoral leste do Ceará. In: Resumos do XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia, 17 a 22 de fevereiro de 2002, Itajaí, Santa Catarina. UNIVALI-CCTMar, Itajaí - SC, Brasil. p. 462.

MARCOVALDI, M.A. 1993. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceara, Brazil. Marine Turtle Newsletter 63:13-14.

First Record of Olive Ridley Nesting in the State of Ceará, Brazil

Eduardo H.S.M. Lima[1], Maria Thereza D. Melo[1] & Paulo C. R. Barata[2]
[1]Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 01, Almofala - CE, 62592-990 Brazil (E-mail: tamarce@terra.com.br)
[2]Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480, Rio de Janeiro - RJ, 21041-210 Brazil (E-mail: pbarata@alternex.com.br)

On 15 April 2002, an olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) nested on Praia de Patos (Patos Beach), 2°59'S, 39°41'W, State of Ceará, northeastern Brazil. The original report came from a fisherman, who found the nest about 10 km east of the Projeto TAMAR station at Almofala, Ceará. Hatchlings emerged from the nest 48 days later on 2 June 2002. The nest was excavated on the following day. Fourteen unhatched eggs and 7 live hatchlings were found inside the nest, but the total number of empty egg shells was not recorded.

The live hatchlings were brought on the same day to the TAMAR station at Almofala, where they were maintained in a tank with saltwater. One of the hatchlings had a severe malformation and died one day later. Four of the remaining turtles were released to the sea on the afternoon of 27 July 2002, on the beach in front of the TAMAR station. Nearly 50 people, including local schoolchildren, fishermen and visitors, participated enthusiastically in the release. The other two hatchlings are being kept in TAMAR's Almofala tanks for environmental education purposes.

Patos Beach is located about 800 m from a small village, next to the mouth of the Aracati-mirim River, and has an open sea approach. The beach is quite deserted apart from fishermen, who say that sea turtle nesting occurs with some regularity on that beach, although there was a higher level of nesting there about 30 or 40 years ago (no precise numbers provided).

The fisherman who reported the nest to TAMAR said he was inspired by an earlier visit to the Almofala station during a release of hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) hatchlings, an event which made him feel delighted ("a most beautiful thing!", in his words). This can be regarded as a successful result of TAMAR's environmental education activities in the area (Lima 2001). However, much remains to be done: some nests are still poached or depredated on Patos Beach. In the state of Ceará, TAMAR is preparing a pamphlet on sea turtle nest protection, to be distributed to and discussed with local communities as a way of increasing their awareness. This pamphlet will also function as a tool for the training of local agents, who will act in the protection of nests and sea turtles in general.

The nest reported here is the first documentation of an olive ridley nest in the State of Ceará, and is the first nest of any sea turtle species monitored by TAMAR at Almofala. This station was established to protect sea turtles on their feeding grounds mainly green turtles (*Chelonia mydas*), although other species are also found there in relatively low numbers (Marcovaldi 1993). Hawksbill nestings have regularly been recorded on the coast of the State of Ceará, but in a region about 240 km to the east of Almofala (Lima 2002). The two nearest known regular olive ridley nesting sites are located in northeastern Brazil to the south (in the State of Sergipe and in the contiguous northern part of the State of Bahia, about 1500 km away), and in French Guiana to the north (about 1800 km away) (Fretey 1999).

Acknowledgements. We would like to thank Francisco Silva "Donga", the fisherman who

informed us about the nest, and the two TAMAR trainees, Francisca Marques Cruz and Suzana Morais, for their assistance in this work. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA (the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and is officially sponsored by Petrobras. In Ceará, TAMAR is supported by the Frankfurt Zoological Society - Help for Threatened Wildlife.

FRETEY, J. 1999. Repartition des tortues du genre *Lepidochelys* Fitzinger, 1843. I. L'Atlantique Ouest. Biogeographica 75: 97-117.

LIMA, E.H.S.M. 2001. Helping the people help the turtles: the work of Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Brazil. Marine Turtle Newsletter 91:7-9.

LIMA, E.H.S.M. 2002. Alguns dados sobre desova de tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) no litoral leste do Ceará. In: Resumos do XXIV Congresso Brasileiro de Zoologia, 17 a 22 de fevereiro de 2002, Itajaí, Santa Catarina. UNIVALI-CCTMar, Itajaí - SC, Brasil. p. 462.

MARCOVALDI, M.A. 1993. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceara, Brazil. Marine Turtle Newsletter 63:13-14.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D.; BARATA, P.C.R. First record of olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) nesting in the State of Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.99, p.20, 2003.

Marine Turtles in Latin America and the Caribbean: A Regional Perspective of Successes, Failures and Priorities for the Future

Maria Ângela Marcovaldi[1], Joca Thomé[2] & J. G. Frazier[3]

[1]Fundação Pró- TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, CEP: 40210-970 Brazil (E-mail: neca@tamar.org.br)
[2]Projeto TAMAR-IBAMA, Av. Paulino Miller 1111, Jucutuquara, Vitória, Epírito Santo, CEP:29042-571, Brasil.
[3]Conservation and Research Center, National Zoological Park, Smithsonian Institution, 1500 Remount Road, Front Royal, Virginia 22630 USA (E-mail:kurma@shentel.net)

Latin America: One Region with Many Facets and Great Diversity

For historic, political and social reasons a major portion of the Western hemisphere is routinely referred to as 'Latin America'. This region extends from Mexico to Tierra del Fuego; with few exceptions the lands were colonised by either Spain or Portugal, and today the dominant languages are either Spanish or Portuguese. From Mexico to Panama (i.e., Central America except for Mexico) there are 8 nations; in South America there are 12 nations (including two that are landlocked, and one overseas department of France); and the insular Caribbean has 24 nations, 10 of which are dependencies of European countries (France, The Netherlands, the United Kingdom). In addition to Spanish and Portuguese, the official languages of Latin American countries include Dutch, English and French.

With island possessions that extend eastward to Brazil's Trindade Island, 1200 km off the continental coast in the south Atlantic and westward to Chile's Easter Island, 3585 km off the continental coast in the south Pacific, the marine and coastal areas included in Latin America are enormous and diverse, and extend from the tropics to sub-polar regions.

Although there is sometimes a general opinion that Latin American nations and Latin American peoples are much the same, there is in fact a tremendous amount of diversity at multiple levels, both within and between nations. Ethnic groups, for example, include Native Americans; descendants of African slaves, European colonists, and Indonesian and East Indian indentured labours; and mestizos (a mixture of Native Americans with other ethnic groups) and mulattos (a mixture of black Africans with other ethnic groups). The histories, cultures, political structures, societies, and economic development differ tremendously between different Latin American countries. Hence, the perceptions of, and responses to, conservation issues are highly variable.

Marine Turtles and Their Habitats in Latin America

Only one species of marine turtle does not occur in Latin America, the Australian flatback (*Natator depressus*); and the region is of tremendous importance for the remaining six species. The only significant nesting area for Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) is in Mexico (TEWG 1998); the only nesting areas for the black or Eastern Pacific green turtle (*Chelonia mydas*, sometimes called *'Chelonia agassizii'*) extend along the Pacific coasts from Mexico to Galapagos, Ecuador (Seminoff 2002), and some of the largest nesting concentrations of green turtles (*Chelonia mydas*) are on mainland and island beaches of the Caribbean (Seminoff 2002). One of the world's largest nesting concentrations of leatherbacks (*Dermochelys coriacea*) is in Suriname and French Guiana (Spotila *et al.* 2000); one of the world's largest nesting concentrations of hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) is on the shores of the Yucatan Peninsula, Mexico (Meylan & Donnelly 1999); about half of the major massed nesting concentrations for olive ridleys (*Lepidochelys olivacea*) rely upon Pacific beaches from Mexico to Costa Rica (Pritchard & Plotkin 1995); and many of the loggerheads (*Caretta caretta*) that occur in Latin American waters stem from major nesting populations in southeastern USA or Japan, depending on whether they are in the Atlantic or Pacific Oceans (Bolten & Witherington 2003). Hence, in addition to major nesting areas, Latin America provides vast and diverse feeding areas for marine turtles, as well as important developmental habitats and migratory corridors.

The Status of Marine Turtles and Their Habitats in Latin America

Despite this richness in species, large sizes of many populations, and diversity and extent of important environments, Latin America also provides lucid examples of mismanagement of the animals and their habitats. Perhaps the clearest case is that of the Kemp's ridley, which was literally brought back from the brink of extinction, and now, after decades of dedicated and costly work is in the early stages of recovery (TEWG 1998). Many populations of the other five species in the region have experienced dramatic declines, and in some cases they have become ecologically and

economically extinct. The case of the green turtle in the Caribbean, devastated by overexploitation during colonial times, is probably the best understood (Jackson 2001; Jackson *et al.* 2001), but numerous populations of hawksbills (Meylan & Donnelly 1999), olive ridleys (Pritchard & Plotkin 1995), loggerheads (Bolten & Witherington 2003), and leatherbacks (Eckert & Bjorkland in press) are also known to have decreased markedly over the past century.

In certain nesting areas, where conservation programs have been sustained for at least two decades, there are clear indications of recovery. The better known increases include: hawksbills in Yucatan (Garduño *et al.* 1999); olive ridleys in Brazil (Castilhos *et al.* in press); leatherbacks in St. Croix, US Virgin Islands (Boulon *et al.* 1996) and some Caribbean beaches of Costa Rica, such as Playa Negra and Playa Gandoca (Chacón in litt.); green turtles at Tortuguero, Costa Rica and Yucatan, Mexico (Seminoff 2002); and olive ridleys at Escobilla, Mexico (Márquez 2000). In general, however, the documented cases of recovering populations stand out as exceptions against a background of decimated populations.

Direct exploitation, or overkill, is often attributed to these declines, and in a few cases there is archaeozoological evidence that pre-Columbian peoples reduced the abundance of exploited populations (Frazier 2003 in press), a phenomenon that has been established for many New World animals, including scores of examples of evolutionary extinction (e.g., Kay & Simmons 2002). However, without a doubt, European colonization heralded major increases in rates of resource extraction, involving the ecological and economic extermination of various populations (Jackson 2001; Jackson *et al.* 2001). Most of the above examples of increasing population trends have been preceded by a decade or more of sustained and significant reduction in the number of nesting females killed annually on the respective beaches.

In more recent times less conspicuous, but equally insidious negative impacts on marine turtles have been caused by incidental capture, particularly in modern fishing operations; vast habitat destruction, especially on tropical nesting beaches through development of resorts, hotels, and other human enterprises; and marine and coastal pollution, often caused by human activities that are not immediately obvious to the lay public, such as light, nutrient, thermal, and chemical pollutions (Lutcavage *et al.*1997). A global entrepreneurial trend to turn sandy, tropical shores into tourist destinations with hotels, beach and near shore activities, etc. has resulted in the destruction of large numbers of nesting beaches throughout Latin America. The development and intensification of fisheries, including increased availability and use of synthetic fibres and internal combustion engines, with amplified market pressures to catch and export more fisheries products, and an ever-escalating spiral of increased fishing effort has created gargantuan problems with incidental capture and mortality throughout most of the region.

Development of Conservation Activities in Latin America

Although marine turtle work was active in Costa Rica as early as 1955 (Carr, 1967), one of the longest running national programmes for marine turtle conservation began in Mexico, nearly 30 years ago (Márquez *et al.* 1976), and the national programme in Suriname began 35 years ago (Reichart & Fretey 1993). The national programmes in Brazil (TAMAR) (Marcovaldi & Marcovaldi 1999) and French Guiana (Girondot & Fretey 1996) also have decades of experience. In the last decade nearly every country in Latin America has developed a marine turtle program, some incipient such as in Argentina and Uruguay, and some highly developed and integrated with various activities including monitoring, investigation, environmental education, community participation, etc. In some countries, such as Costa Rica, Guatemala, Mexico and Peru, there are multiple projects, with varying degrees of coordination. The results of national workshops and meetings in Colombia (Amorocho *et al.* 1999), the Guianas (Kelle *et al.* 2000; Shouten *et al.* 2001) and Mexico have been published (Benabib & Sarti 1992; Frazier *et al.* 1993).

In addition to activities conducted at a national level, there are regional networks. The Wider Caribbean Sea Turtle Conservation Network (WIDECAST) has been active for 22 years, integrating participation from diverse sectors of virtually every Caribbean nation. WIDECAST collaborators have produced sea turtle recovery action plans (STRAPs) for 11 Caribbean nations: Antigua and Barbuda, Aruba, Barbados, Belize, British Virgin Islands, the Netherlands Antilles, St. Lucia, St. Kitts and Nevis, St. Vincent and the Grenadines, Suriname, and Venezuela. WIDECAST has also trained or promoted the training of many hundreds of biologists and managers throughout the region, developed standard procedures for conservation and research, promoted community involvement, and enhanced the level of awareness of sea turtle issues amongst policy-makers. The Central American Sea

Turtle Network (RCA) serves as a forum for the seven Central American countries, from Belize to Panama, to exchange information and expertise, and this has been active since 1996. Another example is the Marine Turtle Conservation Program of the Guianas (for Guyana, Suriname and French Guiana).

In many respects these regional activities follow the lead of the earlier Western Atlantic Turtle Symposia, or 'WATS' (Bacon *et al.* 1984; Ogren *et al.* 1989), and have led to strong range state support for continuing regional dialogues (Eckert & Abreu 2001). Meetings specifically designed to reach the needs of Latin American stakeholders are also convened on a regular basis. Since 1994 there has been a two-day meeting of Latin American specialists immediately before the Annual Symposium on the Biology and Conservation of Sea Turtles. These reunions provide a forum for the exchange of information and contacts at a regional level, and the annual Latin American meeting has attained certain organizational and political importance in the Annual Symposium (Barragán 2002).

Because of the migratory nature of marine turtles, it is widely realized that collaboration and true cooperation between projects (within and among nations) is essential to complement site-restricted activities. Integration and sharing of information and scientific data enables the development of more effective monitoring, which provides the foundation for timely, and more meaningful, more integrated responses to conservation problems.

In this respect the Latin American region plays a unique role in the promotion of international cooperation for the conservation of marine turtles and their habitats. Between September 1994 and September 1996 a total of 27 countries and 4 intergovernmental organisations, as well as numerous other specialists from academic, conservation, NGO, and other organisations, participated in the development of the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles ('IAC'). The objective of this treaty – open to all states in the Americas – is '*to promote the protection, conservation and recovery of sea turtle populations and of the habitats on which they depend, based on the best available scientific evidence, taking into account the environmental, socioeconomic and cultural characteristics of the Parties.*' There is no doubt that the hard work and dedication of scores of marine turtle specialists throughout the region has been instrumental in the advancement of this treaty (Frazier 2000), and this experience has served as an important case study at a global level (Bache 2002). Indeed, the IAC has served as a model for the development of other international instruments concerned with the development of multilateral accords for the conservation of marine turtles and their habitats.

Priorities for the Future

"*Perhaps the most significant need for the region is to build on its networking capacity and to make a genuine commitment to managing and monitoring sea turtles stocks on a population scale. This scale transcends national boundaries and necessitates that governments understand and take into account the effects that management decisions in one country will have on sea turtles in another country. A good level of sharing and coordinated decision-making is the next challenge for a fully integrated and successful conservation strategy." (*Karen Eckert In litt*)*. Expanding on these sentiments, Diego Amorocho concluded that *"Public awareness, information dissemination and community involvement need to be strengthened at local and regional levels. Strategies including incentives and alternative livelihood practices must be identified and fostered to encourage community involvement in the decision-making process for policy planning and conservation management. A combination of "top down" and "bottom up" approaches must be considered for improving public participation in sea turtle conservation in Latin America. In addition, national policies and conservation measures need to be harmonized with international law and cooperative regional agreements in order to guarantee the protection of sea turtles and their vital habitats over their entire distributional range in America.*" (Amorocho 2002).

Several priority actions include:

- Evaluate and support the mitigation of the root problems of unsustainable development, social and political instability, and inequitable economic growth.
- Strengthen and expand the efforts of local conservation groups, particularly those working in the field, to involve coastal communities.
- Strengthen cooperative efforts at coordination and organization between different sectors: public and private; governmental, academic and non-governmental; local, national and international. The development of the Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles is an example of how this policy can be implemented on a regional level.
- Standardise protocols and databases that employ the same methodologies and terms,

including the development of a glossary for technical terminology and concepts, that will facilitate integration between activities and communications in the region, a better understanding of the status of shared populations and enhance effective decision-making for the conservation of marine turtles and their habitats in the region.

· Develop a strategic plan for each country, as well as an overall plan for the region, with clear prioritisation of responses to major threats, the development and maintenance of protected areas, and the identification of conservation objectives/goals, while respecting different social, economic, political, cultural and environmental situations.

· Enhance capacity building, interchanges, and periodic evaluations of data and activities between projects.

· Develop investigations to identify population structure, or management units, particularly through the use of molecular genetics.

· Develop and implement on-board observer programs for identifying and evaluating problems of incidental catch in mechanised fisheries.

· Develop and implement national plans to mitigate incidental capture and mortality in various fishing activities.

Acknowledgements: We would like to thank the many people and organisations who have supported the development of marine turtle programmes through the region over the past decades. Several people made valuable contributions to earlier drafts of this article: Diego Amorocho, Joaquín Buitrago, Didiher Chacón, Karen Eckert, Alejandro Fallabrino, Milagros Lopez, Matthew Godfrey, Hedelvy Guada, Luciano Soares, Laurent Kelle, and Melania Yánez.

AMOROCHO, D. 2002. Prioritising research-driven management and public participation in sea turtle conservation in Colombia. Unpublished Master Env. Sci. Thesis. School of Resources, Environment and Society. Canberra, Australian National University. 143 pp.

AMOROCHO, D., P. SALDAÑA & C.H. PINZÓN. 1999. Memorias: II Seminario Taller Internacional sobre Conservación y Biología de Tortugas Marinas en Colombia. Agosto 25-28 de 1999. Santa Marta, Colombia. 100 pp.

BACHE, S.J. 2002. A view of the Inter American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles from Down Under. In: A Moser, A. Foley & B. Brost (compilers). Proceedings of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-477. pp. 121-125.

BACON, P., F. BERRY, K. BDAL, H. HIRTH, L. OGREN & M. WEBER (Editors). 1984. Proceedings of the Western Atlantic Turtle Symposium, 17-22 July 1983, San José, Costa Rica. University of Miami Press, Miami.

BARRAGÁN, A.R., F. SÁNCHEZ, J. ALFARO, & A. BARRIOS, 2002. Report of the IX Meeting of Latin American Sea Turtle Specialists. (Miami, Florida, April 2-3, 2002). Marine Turtle Newsletter. 98: 14.

BENABIB, M. & L. SARTI (Eds). 1992. Memorias del VI Encuentro Interuniversitario sobre Tortugas Marinas. Publicaciones de la Sociedad Herpetológica Mexicana No. 1. 96 pp.

BOLTEN, A.B. & B.E. WITHERINGTON (Eds.). 2003. *Loggerhead sea turtles*. Washington, D. C., Smithsonian Institution Press.

BOULON, R.H., P.H. DUTTON, & D.L. MCDONALD. 1996. Leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) on St. Croix, U. S. Virgin Islands: Fifteen years of conservation. *Chelonian Conservation and Biology* 2: 141-147.

CARR, A. 1967. *So Excellent a Fishe: A Natural History of Sea Turtles.* Charles Scribner's Sons; New York. vii + 280 pp.

CASTILHOS, J.C., A.C.D.D. da SILVA, D.A.S. ROCHA, F.L.C. OLIVEIRA, M.I.WEBER & P.C.R BARATA. in press. Nesting Biology and Conservation of The Olive Ridley Sea Turtle (*Lepidochelys olivacea*) in the State of Sergipe, Brazil. 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. Miami. USA. April 4-7, 2002.

ECKERT, K.L. & R. KERR BJORKLAND. in press. Distribution and status of the leatherback sea turtle, *Dermochelys coriacea,* in the insular Caribbean Region. Proceedings of the 21st Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation.

ECKERT, K.L. & F.A. ABREU G (Eds.). 2001. Proceedings: Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region – A Dialogue for Effective Regional Management. Santo Domingo, 16-18 November 1999.

FRAZIER, J. 2000. Building Support for Regional Sea Turtle Conservation in Indian Ocean Region: Learning from The Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles. In: N. Pilcher and G. Ismail (eds.) Sea Turtles of the Indo-Pacific: Research, Conservation and Management. ASEAN Academic Press; London. pp. 277-306.

FRAZIER, J. 2003. Prehistoric and Ancient Historic Interactions Between Humans and Marine Turtles. In: P.L. Lutz, J.A. Musick & J. Wyneken (eds.) The Biology of Sea Turtles Vol 2. Baton Rouge, Florida, CRC Press. pp 1-38

FRAZIER, J. In press. Marine turtles of the past: A vision for the future? In: Proceedings of the Meeting of the International Council for Archaeological Zoology, Durham, England, August 2002. Oxbow Books; Oxford.

FRAZIER, J., R. VÁZQUEZ, E. GALICIA, R. DURÁN, & L. CAPURRO (eds.). 1993. Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas en la Península de Yucatán. Universidad Autónoma de Yucatán; Mérida, México. iii + 212 pp.

GARDUÑO-ANDRADE, M. V. GUZMAN, EM MIRANDA, R. BRISEÑO-DUEÑAS, & F. ALBERTO ABREU-GROBOIS. 1999. Increases in hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) nestings in the Yucatan Peninsula, Mexico, 1977-1996: Data in support of successful conservation? Chelonian Conservation and Biology 3: 286-295.

GIRODONT, M. & J. FRETEY. 1996. Leatherback Turtles, *Dermochelys coriacea*, Nesting in French Guiana, 1978-1995. Chelonian Conservation and Biology 2: 204-208.

JACKSON, J.B.C. 2001. What was natural in the coastal oceans? Proceedings of the National Academy of Sciences 98: 5411-5418.

JACKSON, J.B. *et al.* 2001. Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. Science 293:629-638.

KAY, C.E. & R.T. SIMMONS. (Eds.) 2002. Wilderness and Political Ecology: Aboriginal Influences and the Original State of Nature. Salt Lake City, University of Utah Press.

KELLE, L., LOCHON, S., THÉRÈSE, J., & DESBOIS X., (Eds). 2000. 3rd Meeting on the Sea Turtles of the Guianas. Proceedings. Programme de conservation des tortues marines de Guyane, publication 1.

LUTCAVAGE, M.E., P. PLOTKIN, B. WITHERINGTON, & P.L. LUTZ. 1997. Human impacts on sea turtle survival. In: P.L. Lutz & J.A. Musick (Eds.). The Biology of Sea Turtles. CRC Press, New York. pp. 387-409.

MARCOVALDI, M.Â. & MARCOVALDI, G.G., 1999. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91,:35-41.

MÁRQUEZ, R. 1976. Natural Reserves for the Conservation of Marine Turtles in Mexico. Florida Marine Publications 33: 56-60.

MÁRQUEZ, R. 2000. The ridley sea turtle populations of Mexico. In: Proceedings of the Eighteenth International Sea Turtle Symposium. U. S. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-436. pp. 19.

MEYLAN, A.B. & M. DONNELLY. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. Chelonian Conservation and Biology 3: 200-224.

MOREIRA, L., C. BAPTISTOTTI, J. SCALFONE, J.C. THOMÉ & A.P.L.S. ALMEIDA. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsletter 70: 2.

OGREN, L., F. BERRY, K. BJORNDAL, H. KUMPF, R. MAST, G. MEDINA, H. REICHART & R. WITHAM (Eds.). 1989. Proceedings of the Second Western Atlantic Turtle Symposium. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC-226 Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service, Southeast Fisheries Science Center, Miami. iii + 401 pp.

PRITCHARD, P.C.H. & P.T. PLOTKIN. 1995. Olive ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea.* In P.T. Plotkin (Ed.). National Marine Fisheries Service and U. S. Fish and Wildlife Service status reviews for sea turtles listed under the Endangered Species Act of 1973. Silver Spring, Maryland; National Marine Fisheries Service. vi + 139 pp.

REICHART, H.A. & J. FRETEY. 1993. WIDECAST Sea Turtle Recovery Action Plan for Suriname (K.L. Eckert, Ed.). Caribbean Environment Programme Technical Report No. 24. UNEP Caribbean Environment Programme; Kingston, Jamaica. xiv + 65 pp..

SEMINOFF, J.A. 2002. Marine Turtle Specialist Group 2002 global green turtle (*Chelonia mydas*) assessment for the IUCN Red List Programme. Report submitted to Species Survival Commission, Gland, Switzerland. 93 pp.

SHOUTEN, A., MOHADIN, K., ADHIN, S, & MCCLINTOCK, E (Eds.) 2001. Proceedings of the V Regional Marine Turtle Symposium for the Guianas, Paramaribo September 2001. WWF Technical Report No. GFECP#9.

SPOTILA, J.R., R.D. REINA, A.C. STEYERMARK, P.T. PLOTKIN & F.V. PALADINO. 2000. Pacific leatherback turtles face extinction: Fisheries can help avert the alarming decline in population of these ancient reptiles. Nature 405: 529-530.

TEWG (Turtle Expert Working Group). 1998. An assessment of Kemp's ridley (*Lepidochelys kempii*) and loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtle populations in the western North Atlantic. US. Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-409.

TRIPATHY, B. 2002. Is Gahirmatha the world's largest sea turtle rookery? Current Science 83: 1299.

REPRODUCTIVE BIOLOGY OF THE GREEN TURTLE AT THE BIOLOGICAL RESERVE OF ATOL DAS ROCAS OFF NORTHEAST BRAZIL.

Grossman, A.[1], Bellini, C.[2], and Marcovaldi, M. A.[3]

[1] Regional Coordination PE/RN, Projeto Tamar-Ibama, C.P. 50, Arquipélago de Fernando de Noronha, PE CEP 5399000 Brasil. E-mail tamarfnt@tamar.org.br

[2] Regional Coordination PE/RN, Projeto Tamar-Ibama, C.P. 50, Arquipélago de Fernando de Noronha, PE CEP 5399000 Brasil. E-mail tamarfnt@tamar.org.br

[3] National Coordination, Projeto Tamar-Ibama, C.P. 2219, Salvador BA, CEP 40210-970 – Brasil.

Abstract: (207 words)
The Biological Reserve Atol das Rocas (03o 45'S, 33o 37'W), 144 miles off northeast Brazil, is one of the nesting sites of Chelonia mydas in the West Atlantic. We analysed reproductive data collected by the Projeto Tamar/IBAMA from 1990 to 2000. During the nesting season (December–June), 623 females were tagged reproducing in this area during the period. Reproductive activity peaked in March. The average of nests per female per season was 4,90 the most frequently recorded internesting period was eleven days (range 7-20 days). The clutch size ranged 50-193 (average 122,4 eggs) and the hatchling success was 73,39%. Incubation period ranged from 47 to 80 days (average 59 days). There was a clear preference for nesting in areas covered by vegetation and there was a statistically significative correlation between the size of the turtle and the nest site selection, larger turtles nesting mostly at vegetated sites. Half of the analysed females had a reproductive remigration interval of 3 years. The carapace length of green turtles nesting at the Atol das Rocas ranged from 1,0 to 1,34m (average 1,15m). Carapace length of reproductive turtles showed a statistically significant decrease (b = –0,003) from 1990 to 2000. We regard this length decrease as a possible recruitment of new reproductive females.

Presenting Author: Bellini Claudio
E-mail: cbellini@tamar.org.br
Fax: 55 81 36191386

CAPTURA INCIDENTAL DE TARTARUGAS MARINHAS PELA FROTA DE REDE DE EMALHE DE DERIVA SEDIADA EM UBATUBA, SÃO PAULO - BRASIL

[1]Sales, Gilberto; [1]B.B.Giffoni; [1]G.Maurutto
Projeto Tamar-Ibama – Caixa postal 2219 Rio Vermelho – cep. 40223-970 Salvador/Ba – pesca@tamar.org.br

INTRODUÇÃO

Um dos problemas de mais difícil solução para a recuperação e proteção das populações de tartarugas marinhas, é a mortalidade em função da crescente captura incidental pela atividade pesqueira, tanto costeira como oceânica. Em 1990 a captura incidental nas diversas artes de pesca, já era considerada a maior causa antrópica de mortes de tartarugas marinhas (National Research Council, 1990). Esta interação provoca, por um lado, a mortalidade de um número considerável, e ainda não claramente dimensionado, de tartarugas e, por outro, prejuízos para a pesca em função da queda da produtividade em relação às espécies-alvo e avarias nos petrechos afetados.

Entre as artes de pesca que capturam tartarugas marinhas está a rede de emalhe de deriva.

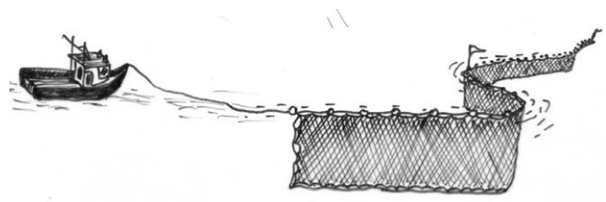


Figura 1. Rede de emalhe de deriva

No final da década de 80 e início da década de 90 esse tipo de rede chamou a atenção de ambientalistas e mobilizou a opinião pública por causa principalmente da elevada taxa de captura de mamíferos marinhos, no entanto aves e tartarugas também compõem o by-catch desta pescaria. Em dezembro de 1991 a Assembléia Geral das Nações Unidas aprovou a resolução 46/225 convocando a comunidade internacional para uma moratória em relação à pesca com rede de deriva em alto mar. No entanto essa moratória não está endereçada à pesca com rede de deriva de pequena escala, na qual inclui-se a pesca com rede de deriva realizada em Ubatuba – SP.

No Brasil o Projeto TAMAR – IBAMA vem realizando há 23 anos um trabalho consistente e contínuo em relação às principais áreas de reprodução das tartarugas marinhas. A partir do início da década de 90 o TAMAR passou a priorizar uma ação mais consistente direcionada às áreas de alimentação de tartarugas marinhas, onde a captura incidental pela pesca na zona costeira, era comprovadamente alta (Marcovaldi, M.A, 1991). No final de 2001, buscando integrar as informações e resultados dos esforços locais já em marcha pelo próprio projeto, com as recentes possibilidades e necessidade de ampliar essa atuação, o Projeto TAMAR iniciou o desenvolvimento de um conjunto de ações que culminaram na estruturação do "Plano de Ação Nacional para a Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Atividade Pesqueira" – Programa TAMAR/Pesca (Marcovaldi *et al* 2002), cujo principal objetivo é a busca da redução deste tipo de captura, atuando em colaboração direta com pescadores, armadores, empresas de pesca e programas de pesquisa e de monitoramento existentes.

O presente trabalho é um projeto específico levado à cabo pela Base do Projeto TAMAR/IBAMA de Ubatuba/SP em parceria com mestres e pescadores locais.

OBJETIVO

O presente trabalho tem por objetivo apresentar os dados preliminares sobre o monitoramento da captura incidental de tartarugas marinhas pela frota de rede de emalhe de deriva, sediada em Ubatuba – SP/Brasil**.**

METODOLOGIA

Para o cumprimento dos objetivos deste Plano de Ação, as atividades são exercidas em cada uma das regiões da costa brasileira, na forma de um programa, organizadas por "**pescaria**". Este conceito foi adotado para definir **uma atividade de pesca, exercida em uma determinada área, utilizando um petrecho de pesca específico e que interaja com as tartarugas marinhas, agrupadas pelo princípio da homogeneidade em relação a um conjunto de 12 parâmetros abaixo relacionados:**

1- **Caracterização do Petrecho**. Malha variando de 13 cm a 40 cm entre nós opostos, cada barco carrega entre 40 e 90 panos de rede (entre 2 e 5 km), altura entre 9 e 15 metros
2- **Caracterização da embarcação**. Casco em madeira tendo entre 11 e 16 metros, potência do motor entre 36 e 260 hp, capacidade do porão entre 2 e 35 toneladas, número de tripulantes entre 2 e 7.
3- **Área de atuação**. Entre as latitudes de 26° S e 23° S e longitudes 47° W e 41° W, em profundidades que variam entre 30 e 2000 metros
4- **Distribuição temporal**. Entre os meses de outubro e março
5- **Aspectos organizacionais**. Pescadores não associados à colônia ou outro órgão representativo
6- **Pontos de desembarque**. Porto do Saco da Ribeira e Cais do Alemão (ambos em Ubatuba)
7- **Interfaces institucionais**. Colônia Z-10 (no entanto os pescadores não estão associados.
8- **Pescadores envolvidos**. Entre 30 e 60 pescadores
9- **Espécie-alvo**. Tubarões
10- **Legislação incidente**. Decreto-lei n° 221 (28/02/67), lei estadual n° 11.165 (27/06/2002) Portaria IBAMA n° 121 de 24/08/98
11- **Potencial pesqueiro**. Varia entre 10 e 20 embarcações
12- **Unidade de esforço**. Área de rede por hora

Baseado nesse conceito, cada "pescaria", portanto, é uma unidade de gestão do "problema tartaruga x pesca incidental", sendo que, a **pesca com rede de emalhe de deriva, exercida pela frota de Ubatuba/SP,** representa uma **unidade de gestão** desse fenômeno. Esta abordagem compartimentada por **pescaria** vem demonstrando ser adequada por vários motivos (logísticos, de interação e comunicação social), incluindo a possibilidade de o monitoramento poder se feito por amostras, inclusive podendo gerar estimativas de Captura por Unidade de Esforço (CPUE) de tartarugas marinhas com erros estatisticamente testáveis.

O monitoramento da captura incidental de tartarugas marinhas nesta **pescaria** teve início em janeiro de 2002 com o objetivo de caracterizar melhor esta pescaria e obter um panorama geral desta interação. Esse monitoramento foi feito através do preenchimento de planilhas de bordo (**Anexo 1**), elaboradas pelo Programa TAMAR/Pesca e preenchidas por mestres e tripulantes das embarcações, em 29 cruzeiros de pesca. Considerando que os mestres e tripulantes nunca antes haviam trabalhado com planilhas de bordo, foi elaborada uma planilha simples e de fácil preenchimento, buscando minimizar possíveis problemas na coleta. Foram coletados os seguintes dados: data, hora de lançamento e recolhimento da rede, posição (latitude e longitude), profundidade, número de tartarugas capturadas em cada lance, espécie das tartarugas e a condição em que o animal chegou a bordo (vivo ou morto). Buscando diminuir possíveis erros de identificação das espécies de tartarugas capturadas, foram disponibilizadas a alguns mestres 2 máquinas fotográficas. Para coletar dados relacionados às embarcações e às redes utilizadas foram analisados os documentos das embarcações e feitas entrevistas com os mestres. Sobre as embarcações foram coletadas as seguintes informações: nome, tamanho, material do casco, ano de fabricação, marca e potência do motor, capacidade do porão, equipamentos eletrônicos existentes a bordo e número de tripulantes. Em relação às redes utilizadas foram tomadas as seguintes informações: malha (entre-nós opostos esticada), comprimento e altura.

RESULTADOS

Em Ubatuba, a pesca com rede de emalhe de deriva normalmente é realizada entre os meses de outubro e março e está direcionada a captura de tubarões. Na última temporada de pesca (2002/2003) a frota esteve composta por 10 barcos e oito desses barcos realizaram pelo menos uma viagem em que coletaram informações a respeito da captura de tartarugas marinhas. Esses barcos são feitos em madeira, com tamanhos variando entre 10 e 16 metros e potência de motor variando entre 60 hp e 260 hp. A tabela 1 fornece a caracterização das embarcações.

Tabela 1.

Embarcação	Tamanho (metros)	Casco	Ano fabricação	Potência motor	Capacidade Porão (ton)	Equipamentos Eletrônicos	Nº tripulantes
João Junior	12	Madeira	-	115 hp	6,5	1,2,4,5	4
Cristo Rei	16	Madeira	1994	260 hp	32	1,2,3,4,5	7
Andaluz	10	Madeira	1980	60 hp	3,39	4	2
Roraima II	-	Madeira	-	250 hp	35	1,2,4	7
Delmar	10	Madeira	1984	56 hp	2	1,2	3
Das Couve	12	Madeira	2000	170 hp	7	4,5	4
Comandante Custódio	14	Madeira	1984	115 hp	8	1,2,4,5,6	4
Rei David	16	Madeira	-	115 hp	12	1,2,3,4	5

1 – Rádio PX 3 – Rádio SSB 5 - Ecossonda
2 – Rádio VHF 4 – GPS 6 – Telefone Globalstar

A área de atuação da frota esteve compreendida entre as latitudes de 26° S e 23° S e entre as longitudes de 47° W e 41° W, em profundidades que variam desde 30 m até 2000 m.

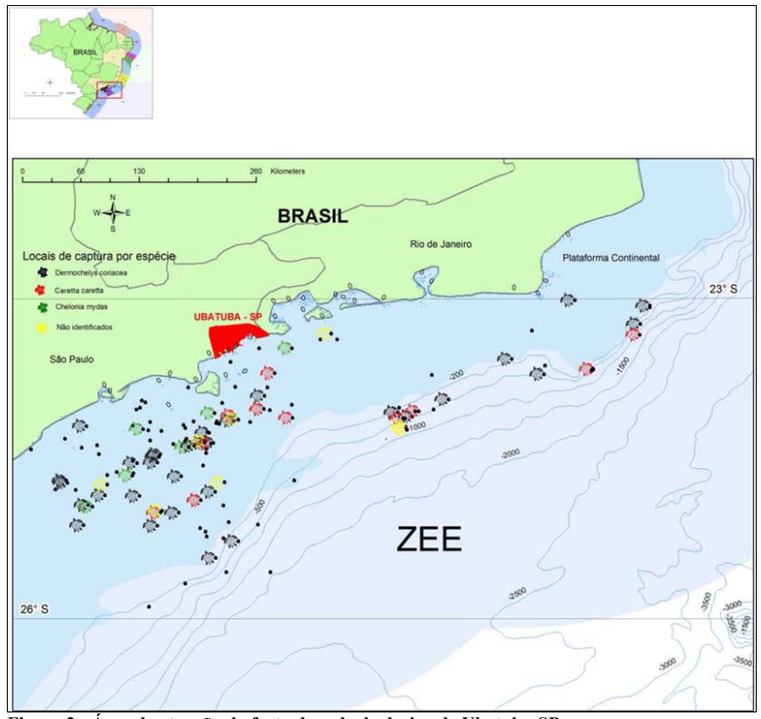


Figura 2 - Área de atuação da frota de rede de deriva de Ubatuba-SP

Cada barco carregou em média 3,82 km de rede (mínimo de 3,34 km e máximo de 5,0 km) com alturas variando entre 9 e 15 metros e malhas que variaram entre 130 mm e 400 mm entre nós opostos. A tabela 2 fornece as características das redes utilizadas por cada embarcação

Tabela 2

Embarcação	Malha da rede	Comprimento	Altura
João Junior	13	5 Km	9 m
Cristo rei	36	5 Km	15 m
Andaluz	12	3,34 Km	9 m
Roraima II	37	4,45 Km	15 m
Delmar	??	??	??
Rei David	20	3,89 Km	9 m
Das Couve	40	3,89 Km	10,5 m
Comanandante Custódio	13	5 Km	13 m

Entre janeiro de 2002 e março de 2003 foram monitorados 29 cruzeiros, correspondendo a 232 lances de rede. Ao todo foram capturadas 229 tartarugas, sendo: 163 *Dermochelys coriacea* (109 vivas, 39 mortas e 15 não identificadas), representando 71,18% do total de ocorrências, 36 *Caretta caretta* (27 vivas, 8 mortas e 1 não identificada), representando 15,72% do total de ocorrências 13 *Chelonia mydas* (9 vivas e 4 mortas), representando 5,68% do total de capturas e 17 tartarugas não identificadas (7 vivas, 2 mortas e 8 não identificadas), representando 7,42% do total de capturas registrado.

DISCUSSÃO

Ao longo da costa brasileira não existem trabalhos que tratem especificamente sobre a interação entre as populações de tartarugas marinhas e a pesca com rede de emalhe de deriva. O primeiro registro sobre essa interação foi feito por Kotas *et al* (1997) que relataram a captura principalmente de *Dermochelys coriacea* e *Chelonia mydas*. Segundo esses mesmos autores 13 barcos atuaram na pesca com rede de emalhe de deriva durante o ano de 1997, em profundidades que variaram entre 60 e 160 metros. No presente trabalho verificamos que o número de embarcações envolvidas nessa pescaria reduziu um pouco (10 embarcações ao invés de 13) porém as mesmas ampliaram a área de atuação, pescando entre 30 e 2000 metros, o que sugere que estes barcos estão indo cada vez mais longe para conseguir o pescado.

Vale dizer que a legislação brasileira, através da portaria normativa n° 121 de 24 de agosto de 1998 limita o tamanho máximo da rede de emalhe que cada barco pode carregar em 2,5 km porém, devido a dificuldade de fiscalização e crescente escassez do pescado, pouquíssimos barcos cumprem esta norma.

Em relação as tartarugas marinhas, chama atenção o grande número de tartarugas de couro (*Dermochelys coriacea*) capturadas (Figuras 3 e 4), essa espécie representou 71% do total de ocorrências. Esse número é bastante alarmante se considerarmos que no Brasil essa espécie é a mais ameaçada e que somente o litoral do Espírito Santo concentra as poucas desovas registradas (revista do TAMAR, 2001). Além disso, esse elevado número de capturas sugere uma possível interação com populações de outras áreas.



Figura 3



Figura 4

Apesar do número de capturas registradas para as tartarugas cabeçuda (*Caretta caretta*) e verde (*Chelonia mydas*), ser bem inferior ao da espécie citada anteriormente, isso não é menos

preocupantes, visto que as fotos registradas sugerem que os animais que estão interagindo com essa pescaria são indivíduos juvenis que provavelmente ainda nem atingiram a idade reprodutiva (Figuras 5 e 6).


Figura 5


Figura 6

CONCLUSÃO

O número de viagens monitoradas pelo programa TAMAR/Pesca ainda é muito incipiente em relação ao número total de viagens feitas pela frota sediada em Ubatuba. Por outro lado essas poucas viagens monitoradas revelaram elevadas capturas de tartarugas, em especial a tartaruga de couro (*Dermochelys coriacea*). Portanto buscando ampliar e melhorar a qualidade dos dados coletados, o Programa TAMAR/Pesca, a partir da temporada de pesca 2003/2004, conjugará a coleta de dados através de planilhas de bordo com o embarque de observadores de bordo.

Também para essa próxima temporada de pesca de tubarões em Ubatuba, o Programa TAMAR/Pesca buscará dimensionar o esforço total empregado pela frota local. Além disso todas as viagens do Barco João Junior serão monitoradas. Esse barco foi escolhido baseado em 2 critérios;

i) Possibilidade de embarcar observadores de bordo
ii) Qualidade demonstrada pelo mestre da embarcação no tocante ao preenchimento das planilhas de bordo.

Agradecimentos

Projeto TAMAR–IBAMA: programa de conservação de tartarugas marinhas do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e patrocinado pela PETROBRAS. [1]Programa TAMAR/Pesca: recebe o apoio do National Fisheries and Wildlife Foundation – NFWF.

BIBLIOGRAFIA.

IBAMA, 1998. Portaria normativa nº 121 fde 24 de agosto de 1998

KOTAS, J.E; dos SANTOS, S & AZEVEDO, V.G. 1997. A pesca de emalhe no município de Ubatuba, litoral norte de São Paulo, ano-1997. Relatório do Programa REVIZEE – SCORE SUL. Sub-Projeto – Avaliação de Estoques de Elasmobrânquios.

MARCOVALDI, M.A. 1991. Sea turtle Conservation Program in Brazil expands activities. Marine turtle Newsletter 52:2-3

MARCOVALDI, M.A; THOMÉ, J.C; SALES, G; COELHO, A.C; GALLO, B.M.G; BELLINI, C 2002. Plan Brasileño para Reducir la Captura Incidental de Tortugas Marinas en Pesquerias. Noticiero de Tortugas Marinas. 96: 24-25

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1990. Decline of sea turtles: causes and prevention. National Academy Press, Washington, USA, 257 pp

TAMAR, 2001. Revista do TAMAR nº 4 pp 20

Anexo 1

Planilha de Bordo – Pesca com Rede de Emalhe de Deriva

FICHA DE EMBARQUE REDE DE EMALHE DE DERIVA

NOME DA EMBARCAÇÃO:

TIPO DE REDE:

	Dia	Hora lançamento	Hora recolhimento	Latitude	Longitude	Profundidade	N° Tartarugas capturadas	Tipo de Tartaruga	Viva ou Morta
Lance 1									
Lance 2									
Lance 3									
Lance 4									
Lance 5									
Lance 6									
Lance 7									
Lance 8									
Lance 9									
Lance 10									
Lance 11									

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR - COORDENAÇÃO REGIONAL SÃO PAULO
RUA ANTONIO ATHANASIO, 273 ITAGUÁ CEP 11.680 000 UBATUBA – SP
TEL: (0XX12) 432 62 02- 432 70 14 e mail: tamaruba@tamar.org.br
Entidade de Utilidade Pública Federal DECRETO 07/03/96

Nesting biology and conservation of the olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) in the State of Sergipe, Brazil, 1990/1991-2000/2001

A.C.C.D. da Silva[1], J.C. de Castilhos[2], D.A.S. Rocha[2], F.L.C. Oliveira[2], M.I. Weber[2], P.C.R. Barata[3]

[1] Projeto TAMAR-IBAMA, Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu, SE, 49190-000 Brazil. E-mail: cesar@tamar.org.br
[2] Fundação Pró-TAMAR, Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu, SE, 49190-000 Brazil
[3] Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480, Rio de Janeiro, RJ, 21041-210 Brazil

The olive ridley sea turtle (*Lepidochelys olivacea*) has a nearly circumglobal distribution in tropical oceans. In Brazil, the most important nesting area for this species is on the northeastern coast, in the state of Sergipe (around latitude 10°30'): about 85% of olive ridley nesting in Brazil occurs in that state. Nesting occurs mainly at Santa Isabel Biological Reserve, on the northern part of the state, and, in smaller numbers, at the Environmental Protection Area in the south (see Map). Sergipe is also a nesting ground for loggerheads (*Caretta caretta*) and, in smaller numbers, hawksbills (*Eretmochelys imbricata*) and green turtles (*Chelonia mydas*).

Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian sea turtle conservation program, has been working in the state of Sergipe since 1981, initially on Pirambu beach and at Santa Isabel Biological Reserve and gradually extending the scope of its activities. Nowadays, TAMAR maintains three stations in Sergipe, monitoring 125 km of nesting beaches. Moreover, since the beginning of its activities TAMAR has been conducting environmental conservation and educational activities with the coastal communities in that region, and has also been involved in their socio-cultural life through the promotion of alternative sources of income, like oyster culture (an alternative to fishing) and embroidery, and of local cultural activities, like dance and folklore groups.

In this poster we present data gathered from 1990/1991 to 2000/2001 regarding the nesting biology of olive ridleys and the management of their nests in Sergipe: nest temporal distribution, distribution of nests by method of management, incubation time, hatching success, and size distribution of the nesting turtles. Finally, a review of the conservation status of olive ridley turtles in Sergipe is presented. A more complete report, currently in preparation, will be published elsewhere.

METHODS

Study Area and Duration. — The state of Sergipe has a 163 km long coastline, of which 125 km are monitored by TAMAR. Three TAMAR stations are located in Sergipe: Abaís, Pirambu and Ponta dos Mangues. The coastline is made up of high energy beaches with open offshore approaches; there are no beds of rocks in the foreshore, and no rocky shores. The nesting season for olive ridleys in Brazil is around the summer, generally from September to March, an thus each season is denoted here by a two-year code, e.g., 1994/1995. Although TAMAR began its activities in the state of Sergipe in 1981, only data from 1990/1991 to 2000/2001 will be analyzed.

Field methods. — Projeto TAMAR's field methodology has been described in detail by Marcovaldi and Laurent (1996), and Marcovaldi and Marcovaldi (1999). TAMAR's goal is to leave every nest *in situ*, which is not always possible: clutches under risk of tidal flooding, human or animal predation, beach illumination or habitat alteration are relocated to open beach hatcheries in the same nesting area, or, not so often, to another spot on the beach - here, only nests left *in situ* or relocated to hatcheries will be analyzed (see Figure 3). Furthermore, due to management decisions, clutches found in some specific areas are always relocated. Beaches are daily patrolled in the morning by fishermen hired by TAMAR, who work under the supervision of TAMAR's technical staff. Fishermen locate the nests, mark those left *in situ*, and bring the clutches to be relocated to hatcheries. About 94% of the clutches are relocated in less than 12 h after laying. The clutches are planted in hatcheries, are later excavated, and the species are identified (through the examination of hatchlings or embryos) by TAMAR's technical personnel. *In situ* nests serve as controls for nests in hatcheries, where incubation parameters are closely monitored.

Females encountered when nesting are double tagged on their front flippers with monel tags (National Band and Tag Co., style 681), and curved carapace length (CCL) and width are recorded with flexible plastic tapes. Nesting females are found only opportunistically on the beaches, during regular fieldwork. Regular beach night patrolling is not carried out by TAMAR in Sergipe.

CONSERVATION STATUS

Around 1981, sea turtle eggs were heavily poached by local people in Pirambu,. At that time, local inhabitants said that sea turtle hatchlings had not been seen for more than 15 years. Nowadays, due to TAMAR's educational activities with the community, local people are generally integrated into the conservation work and are aware of the importance of conserving sea turtle nests. Although human predation on nests continues to happen, it occurs at a level much lower than those observed in the past. Between 1990/1991 and 2000/2001, only about 3% of the nests were depredated by humans.

The most pressing threat is the incidental capture in trawl fisheries. The coast of the state of Sergipe is an important shrimping area, where a sizeable fishing fleet operates, causing a great deal of interaction between sea turtles and trawl nets, frequently right in front of nesting beaches. As a result, a significant mortality of adult olive ridleys during the nesting season has been observed. Approximately 185 trawl boats operated in the area in 2000, about 30% of them coming from Sergipe's neighboring states. The boats are 10 to 15 m long, and employ mechanical means to haul the nets aboard. Boats that are longer than 11 m and that haul their nets through mechanical means are required by Brazilian governmental rules to use Turtle Excluder Devices (TED's). However, due to deficient law enforcement by governmental agencies responsible for fishing operation regulations, those rules have not been complied with, and so trawl boats operating in Sergipe are not equipped with TED's. Since 1993, TAMAR has maintained educational campaigns regarding the rehabilitation of turtles drowned in nets. Since 1999, TAMAR personnel make boat trips around the Sergipe coast, to assess the magnitude of incidental captures, and also to orient trawl boats to operate outside a 3 nautical mile exclusion zone around nesting beaches, aiming at lowering their impact on sea turtles. TAMAR has also worked closely with governmental environmental agencies to look for solutions to the incidental capture problem.

Other threats to sea turtles in the state of Sergipe posing a lower level of risk than the incidental capture in fishing gear, are: (1) artificial lighting near nesting beaches, (2) building of houses on beaches, mostly in environmental protection areas (the houses are generally made by people from outside the local communities), and (3) vehicle traffic on the beaches. Although there are local laws regarding artificial lighting near nesting beaches and vehicle traffic, the lack of proper enforcement makes these human activities a continuing threat to sea turtles in that state.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the fishermen and the local communities of the state of Sergipe for their collaboration with the conservation program, and all trainees (university students) who helped to collect the data. Projeto TAMAR, a conservation program of the Brazilian Ministry of the Environment, is affiliated with IBAMA (the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources), is co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras. In Sergipe, TAMAR is supported by the Frankfurt Zoological Society and Fundo Nacional do Meio Ambiente (Brazilian National Fund for the Environment). J.C. de Castilhos and P.C.R. Barata thank the David and Lucile Packard Foundation and the National Fish and Wildlife Foundation for the travel grants to attend the Twenty-Second Sea Turtle Symposium.

LITERATURE CITED

Marcovaldi, M.A., and Laurent, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2:55-59.

Marcovaldi, M.A., and dei Marcovaldi, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91, 35-41.

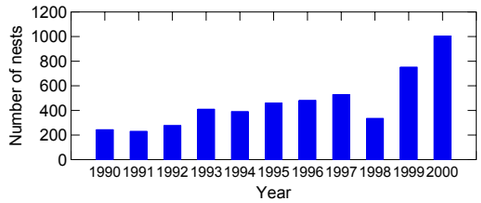


Figure 1. Number of estimated nests by season (n = 5115). The first year of each nesting season is shown, e.g., 1994 = 1994/1995. In the construction of this figure, nests for which the species was not identified were assigned to olive ridleys in the same proportion as olive ridley nests were to the total number of nests with a known species (in all other figures, only nests for which the species was identified as *Lepidochelys olivacea* entered into the analyses). The apparent increase in the annual number of nests has two components: a possible variation in the number of olive ridleys nesting in Sergipe, and an uneven coverage by TAMAR of the nesting beaches in the study region.

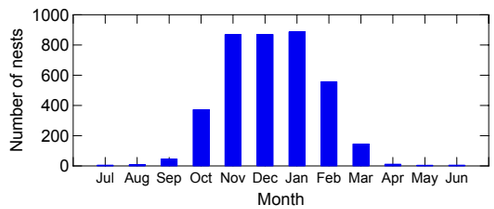


Figure 2. Distribution of the nests by month (n = 3776). 94.1% of the clutches are laid between October and February.

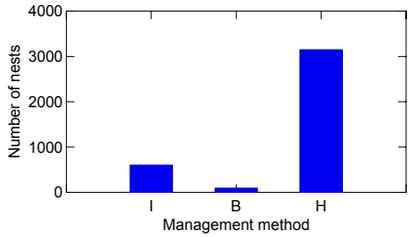


Figure 3. Distribution of nests by management method (n = 3847). I = in situ, B = relocated to another spot on the beach, H = relocated to the beach hatchery. Only 2.5% of the nests (n = 96) were relocated to another spot on the beach. These nests will be dropped from the analyses regarding hatching success and incubation period.

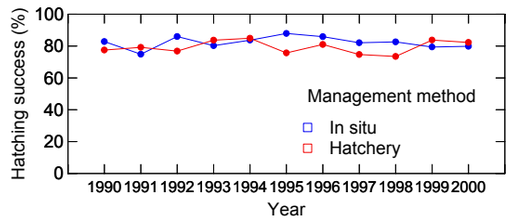


Figure 4. Hatching success by season, by management method (n = 560 *in situ* nests, 3074 relocated to the hatchery). The first year of each nesting season is shown, e.g., 1994 = 1994/1995. Average hatching success between 1990/1991 and 2000/2001 is 81.7% for *in situ* nests, and 79.7% for nests relocated to the hatchery. Hatching success is the percentage of eggs that produced live hatchlings, including live hatchlings encountered in the nest during excavation.

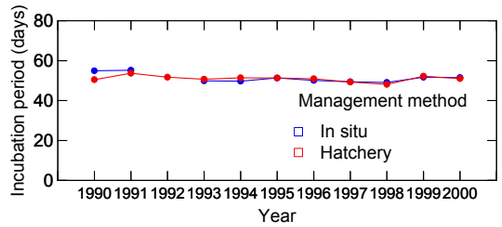


Figure 5. Incubation period by year, by management method (n = 279 *in situ* nests, 2692 relocated to the hatchery). The first year of each nesting season is shown, e.g., 1994 = 1994/1995. There are no incubation period data for *in situ* nests in 1992/1993 (n = 10 nests). Average incubation period between 1990/1991 and 2000/2001 is 50.6 days for *in situ* nests, and 51.1 days for nests relocated to the hatchery. Incubation period was calculated as the number of days between oviposition and time of emergence of the first hatchlings.

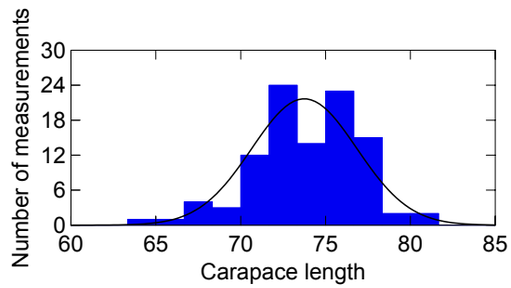


Figure 6. Curved carapace length (CCL) distribution of nesting females (n = 101). Average CCL = 73.7 cm, SD = 3.1 cm, range = 64-81 cm. For each turtle, only the first CCL measurement in each year was included in the calculations. A normal curve with the same average and standard deviation is superimposed. The CCL distribution is not significantly different from that normal one (Kolmogorov-Smirnov one sample test, p = 0.407).

HEMATOLOGIA E BIOQUÍMICA SANGÜÍNEA DAS TARTARUGAS MARINHAS MANTIDAS EM CATIVEIRO NA BASE DO PROJETO TAMAR-IBAMA EM UBATUBA-SP

Paula Baldassin1, Max Rondon Werneck2, Marilene Machado Silva1.

1Hospital Veterinário da Universidade Paulista (UNIP).

E-mail: paulets@ceres.io.usp.br

2 Projeto Tamar-IBAMA* Base de Ubatuba-SP

E-mail: tamaruba@tamar.org.br

Os valores hematológicos e bioquímicos plasmáticos das tartarugas marinhas, ainda pouco estudados, têm grande importância como indicadores da saúde dos indivíduos. Estes parâmetros, entretanto, são influenciados por vários fatores, tais como idade, sexo, sazonalidade, habitat e dieta. Este estudo objetivou o levantamento destes valores em 17 17 tartarugas marinhas mantidas em cativeiro na base do Projeto Tamar de Ubatuba-SP. No local, são mantidas em cativeiro, com finalidades educativas, diferentes espécies de tartarugas marinhas: Lepidochelys olivacea, Caretta caretta, Eretmochelys imbricata e Chelonia mydas. As coletas de sangue sangue foram realizados em março, abril e agosto de 2003, utilizando-se a técnica de venipunção pelo do seio venoso cervical dorsal e também pela veia jugular externa. As amostras de sangue heparinizados e os soros foram processados no Laboratório de Análises Clínicas do Hospital Veterinário da Universidade Paulista, onde utilizamos o aparelho Fotocolorimetro Semi-automático da marca QuicklabÔ, utilizando os kits de análises clínicas da marca LabtestÔ. Em Para Chelonia mydas(n= 4) (n=?) foram encontrados os seguintes valores: hematócrito 18% (± 5), hemoglobina 6,2 d/dL (± 1,9), uréia 135,9 mg/dgL (± 41,12), proteínas totais 4,73g/dL (± 1,01), CK 1801,3 U/L (± 2062,1), creatinina 0,7 mg/dL (± 0,1), glicose 96 mg/dL (± 19), ALT 7,0 U/L (± 5,3), AST 202,8 U/L (± 108,6), fosfatase alcalina 86,8 U/L (± 29,3), lipase 66,6 U/L (± 58,5), amilase 340,17 U/L (± 132,12), BT 0,16 mg/dL (± 0,08), BD 0,08 mg/dL (± 0,07), albumina 1,80 gm/L (± 0,78), ácido úrico 3,99 mg/dL (± 2,76), GGT 3,1 U/L (± 2,9). Para Caretta caretta (n=7) foram determinados: hematócrito 14% (± 9), hemoglobina 5,4 d/dL (± 3,4), Uréia 206 mg/dL (± 47,93), Proteínas totais 4,03 g/dL (± 2,48), CK 981,3 U/L (± 829,1), Creatinina 0,8 mg/dL (± 0,2), Glicose 107 mg/dL (± 34), ALT 7,3 U/L (± 6), AST 230,0 U/L (± 102,6), Fosfatase alcalina 115,1 U/L (± 46,4), Lipase 46,31 U/L (± 40,26), Amilase 174,68 U/L (± 113,3), BT 0,18 mg/dL (± 0,09), BD 0,08 mg/dL (± 0,05), Albumina 1,89 gm/L (± 1,17), A. úrico 4,61 mg/dL (± 2), GGT 4 U/L (± 3,4). Para Em Eretmochelys imbricata(n ?= 5): hematócrito 22% (± 6), hemoglobina 7 d/dL (± 2,8), Uréia 164,1 mg/dL (± 57,1), Proteinas Totais 3,96 g/dL (± 1,91), CK 1146,8 U/L (± 788,1), Creatinina 0,8 mg/dL (± 0,2), Glicose 110 mg/dL (± 49), ALT 3,6 U/L (± 1,4), AST 123,3 U/L (± 57,5), Fosfatase alcalina 250,7 U/L (± 59,3), Lipase 62,67 U/L (± 62,2), Amilase 208,85 U/L (± 230,66), BT 0,15 mg/dL (± 0,06), BD 0,05 mg/dL (± 0,03), Albumina 1,78 gm/L (± 0,44), Ácido úrico 4,20 mg/dL (± 1,86), GGT 3,5 U/L (± 2,6). Apesar da obtenção destes parâmetros não representarem o perfil de referência servirem de perfil para estas espécies, as informações obtidas permitem uma referência para uma melhor avaliação da saúde de stes cada indivíduos.

*O projeto TAMAR é um programa do IBAMA, cooadministrado pela fundação Pró-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.

Análise Comparativa do Perfil Visitante que Freqüenta o Projeto TAMAR - Praia do Forte - BA.

Mila Benzaquen[1], Daniella Cordeiro[1], Lirandina Gomes[2], Gonzalo Rostan[3]

1. Bacharelanda em Turismo, Instituto de Educação Superior UNYAHNA- Salvador (IESUS) Rua Bicuíba s/n, Patamares, CEP: 41.680-440/ Tel: (71) 367- 8420, e-mail: miucosta@ig.com.br/ daniellatamar@bol.com.br.
2. Profa. Ms. Núcleo de Desenvolvimento Sustentável/ Instituto de Educação Superior UNYAHNA-Salvador (NDS/IESUS).
3. Projeto TAMAR - IBAMA * – Av. Farol Garcia D`Avila s/n, Praia do Forte, Mata de São João – BA, CEP: 42 700-999/ Tel: (71) 676 1045, e-mail: gonzalo@tamar.org.br

O presente trabalho, resultado de um convênio de cooperação técnica estabelecido entre o Projeto Tamar e o NDS/IESUS (Instituto de Educação Superior) tem por objetivo realizar uma análise comparativa entre o perfil dos visitantes que freqüentaram a Base de Praia do Forte do Projeto TAMAR no período de junho a julho de 2003 (amostra 1) e aqueles que a visitaram no período de dezembro de 2001 e janeiro de 2002, verificando o comportamento destes em diferentes épocas do ano. Para obtenção dos dados foi adotado o método descritivo estatístico, utilizando questionário estruturado.

O Centro de Visitantes da Base do Projeto TAMAR da Praia do Forte localiza-se no Município de Mata de São João, é um ponto de referencia para os visitantes que passam pelo Litoral Norte da Bahia, projetando a imagem da Praia do Forte a nível nacional e internacional.

A analise dos dados obtidos indica que não há mudanças significativas, no que se refere à faixa etária. De acordo com a Amostra 1, 51,5 % dos visitantes possuem entre 21 e 40 anos, enquanto que na Amostra 2, o percentual foi de 64% nesta mesma faixa. Em relação à procedência, na Amostra 1 a maior parte foi composta de brasileiros (83%), em sua maioria oriundos da região Sudeste (48,7%). Na segunda amostra o percentual encontrado foi de 93% de brasileiros, sendo que destes 54,7% eram provenientes da mesma região. Quanto ao nível de escolaridade e renda familiar, as duas amostras revelaram resultados similares, sendo que 80,5% eram de nível superior e 83% apresentavam renda familiar acima de dois mil reais. Dentre os dados analisados constatou-se que a necessidade de guias para acompanhar o visitante não foi tão requisitada quanto na amostra anterior (48,5% e 60%, respectivamente). Os dados indicam que o referido Centro vem se adequando as exigências dos visitantes, os quais seguem considerando importante o acesso às informações relacionadas às atividades de conservação e pesquisa desenvolvidas pelo Projeto TAMAR. Atualmente a maioria considera adequada e atrativa a forma como estas informações estão dispostas através de painéis e placas informativas/ explicativas, da exibição de vídeos e outros instrumentos de informação.

* O Projeto TAMAR é um programa do IBAMA, cooadministrado pela Fundação Pro-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.

DIVERSIDADE GENÉTICA DA TARTARUGA MARINHA *Lepidochelys olivacea* NO LITORAL BRASILEIRO

Luiza Barcellos Fernandes[1], Jaqueline Castilhos[2] e Sandro Luis Bonatto[1]
[1]Centro de Biologia Genômica e Molecular, Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS; [2]Projeto TAMAR-IBAMA, SE
cucabf@hotmail.com
Palavras-chave: *Lepidochelys olivacea*, mtDNA

Apesar da criação de projetos de conservação tais como o TAMAR no Brasil e em vários outros países ter permitido uma maior proteção, as tartarugas marinhas ainda correm riscos devido à captura em atividades de pesca, ocupação desordenada do litoral, atividade predatória e à poluição dos oceanos. Questões como as rotas migratórias, o grau de isolamento entre as populações e a fidelidade ao sítio de desova precisam ainda ser mais estudadas em muitas espécies. A tartaruga Oliva, *Lepidochelys olivacea*, distribui-se globalmente nas águas mornas dos mares tropicais e também em pontos do Atlântico Norte, migrando entre as áreas de alimentação e as de desova nas praias continentais. Segundo o projeto TAMAR, a Oliva apresenta uma população reduzida na costa brasileira, sendo que a maior concentração de fêmeas reprodutivas dessa espécie, desovando no Brasil hoje, ocorre no litoral de Sergipe. Além disso, muito pouco é conhecido sobre a diversidade genética e a sua estruturação geográfica de *L. olivacea* no litoral brasileiro. Estas questões precisam ser melhor conhecidas para elaborar estratégias globais de conservação. Este trabalho tem como objetivo estimar a variabilidade genética no DNA mitocondrial de *L. olivacea* no litoral brasileiro e comparar com populações de outros locais de desova no mundo. Até o momento foram seqüenciados cerca de 600 pares de bases do gene para o citocromo b de 29 amostras coletadas nas bases do projeto TAMAR no estado de Sergipe: Pirambú (n=23), Abaís (n=3) e Ponta dos Mangues (n=3). As seqüências foram alinhadas no programa ClustalX e editadas manualmente no BioEdit. Todas as seqüências se mostraram idênticas, corroborando um estudo anterior que aponta para níveis extremamente baixos de variabilidade genética no mtDNA para *L. olivacea* como um todo e ausência de variabilidade na população de Sergipe. Este trabalho pretende amostrar um maior número de indivíduos coletados no período de desova de 2003/2004 bem como seqüenciar todo o gene para o citocromo b e a região controladora do mtDNA.

Apoio financeiro: CNPq e FAPERGS

49° Congresso de Genética
16-19 de Setembro de 2003
Águas de Lindóia -SP

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DA RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL

Roque Galeão Rezende Fraga; Acássia Cristina Souza;Roque Tosta Fraga.
CONATURA, conatura@infonet.com.br
Universidade Federal de Sergipe acassiasouza@bol.com.br

INTRODUÇÃO

A Reserva Biológica de Santa Isabel foi decretada em 20 de outubro de 1988 (Nº 96.999) e está localizada no litoral do Estado de Sergipe, nos municípios de Pirambu e Pacatuba ao longo da baixada litorânea. A Rebio abriga um delicado ecossistema, composto por dunas, lagoas, manguezais, restingas e diversas espécies de animais, inclusive tartarugas e aves marinhas migratórias ameaçadas de extinção, o Projeto TAMAR/IBAMA, baseado na sede da Reserva, atua desde 1982 na preservação das tartarugas marinhas. Considerando a sua importância, torna-se necessário conhecer o funcionamento das associações do ecossistema para descrever as atividades humanas que causam algum tipo de dano à Reserva e ao seu entorno, visando a conciliação com a preservação do meio ambiente. O trabalho objetiva caracterizar as relações entre a vegetação e a fauna com as demais condições geoecológicas, identificar impactos antrópicos e propor alternativas para dirimir os mesmos na área da Unidade de Conservação.

METODOLOGIA

Foram levantados estudos realizados sobre a temática e, na área da Reserva Biológica. Visitas periódicas a Rebio para conhecer in locu características geoambientais e danos ambientais causados por atividades humanas. O levantamento da fauna e flora mais abundante através de coletas e registros fotográficos foi constante, para atender os objetivos do trabalho. A etapa laboratorial tem-se mostrado imprescindível para a análise de amostras de solo e de plantas, dentre outros. A participação da comunidade vem-se confirmando através da realização de conversas informais com pessoas que residem no entorno da Rebio, bem como o intercâmbio com o pessoal técnico do Projeto TAMAR/IBAMA e da Conatura .

RESULTADOS

A vegetação da Rebio é composta por associações de Praias de Dunas, Restingas e Manguezais, destacando-se o cajueiro (Anacardium occidentale) . Estas associações apresentam uma vegetação que depende intimamente da natureza do substrato e da fisiografia. A fauna é representada por: aves, destacando-se principalmente as espécies migratórias; crustáceos; canídeos, representado pelo Cerdocynthous (raposa do campo); marsupiais, como o gambá-de-orelha-preta (Didelfhis marsupialis); anfíbios e répteis, destacando os quelônios marinhos que utilizam a área para reprodução. A geomorfologia da área é composta por planícies marinhas e fluviomarinhas, com relevo formado por cordões de dunas, depositados sob a influência de condições ambientais vigentes no Quaternário. Geologicamente, afloram depósitos de origem quaternária tais como, Terraços Marinhos, depósitos Flúvio-Lagunares, depósitos de Mangue que são constituídos por materiais argilo-siltosos e depósitos Eólicos, que formam os cordões de dunas. Pedologicamente a Rebio é composta por solos do tipo: Arenoquartizosos profundos, arenoquartizosos marinhos e solos de mangues. Várias comunidades estão situadas no entorno da UC, utilizando sua área como passagem e pescando artesanalmente na faixa de praia. Dentre os muitos problemas ocorrentes na área da reserva destacam-se invasões com a construção de barracões utilizados por veranistas e utilização da vegetação remanescente entre dunas como pastagens.

CONCLUSÕES

O presente estudo, visa considerar as condições geoecológicas da Rebio e sócio-econômicas das comunidades do seu entorno bem como a atuação do TAMAR e da CONATURA, propõe a intensificação dos trabalhos de preservação e Educação Ambiental com a população local, e projetos que criem alternativas de trabalho e renda, de modo que a Rebio não seja alvo de atividades que agridam o seu delicado ecossistema. Enfim, que se possa conciliar atividades humanas e preservação do meio ambiente.

Palavra-chave 1: (Diagnóstico Ambiental)
Palavra-chave 2: (Reserva Biológica)
Palavra-chave 3: (Sergipe)

55° Reunião Anual da SBPC
13-18 de julho de 2003
Recife-PE

CONATURA & MONITORIA AMBIENTAL DURANTE PROSPECÇÃO GEOFÍSICA MARINHA NO LITORAL DE ARACAJU/SE

Roque Tosta Fraga; José Tadeu de Oliveira; Roque Galeão Rezende Fraga; Luciana Godinho Nery Gomes; Elânia dos Santos Ferreira; Marco Antônio Souto Maior Soledade Jr.
CONATURA, conatura@infonet.com.br

INTRODUÇÃO

A CONATURA, Cooperativa Mista de Trabalhadores Conservadores da Natureza, foi criada em 1998, fomentada pela Fundação Pró-TAMAR, com os objetivos de implementar e desenvolver alternativas econômicas comunitárias dentro de parâmetros de sustentabilidade e oferecer serviços técnicos e operacionais através da elaboração e implementação de projetos em atividades ligadas à preservação ambiental. Nesse contexto a CONATURA desenvolveu um projeto modelo de ostreicultura comunitária sustentável, utilizando espécie nativa, difundido em toda a região Nordeste, se especializou em trabalhos no ambiente marinho viabilizando parcerias com projetos de preservação, órgãos federais e universidades, em coletas para levantamentos físicos, químicos e biológicos e elabora estudos ambientais atuando na implementação de programas de monitoramento marinho durante atividades passíveis de impactos ao meio ambiente.

O Estado de Sergipe possui importantes reservas de petróleo na plataforma continental, exploradas desde a década de 60 pela Petrobras. A recente abertura do mercado, promovida com a criação da Agência Nacional de Petróleo, ANP, propiciou a entrada de novas empresas licenciadas, que adquiriram blocos através de leilões oficiais, iniciando a realização de pesquisas para exploração de hidrocarbonetos em toda a costa sergipana.

Diversas metodologias de trabalho são utilizadas, em uma coleta de dados de prospecção geofísica, para determinar possíveis reservatórios de petróleo em uma região. No caso de ocorrerem no ambiente marinho, alguns fatores são importantes para a escolha do tipo de equipamento e da metodologia a ser utilizada. Em Sergipe os principais pontos considerados, são: a presença de obstáculos para a embarcação de pesquisa; a profundidade do local da atividade; a identificação e monitoramento de áreas sensíveis na região; as restrições legais; os períodos de interdições temporárias relacionados à reprodução da fauna e as atividades humanas na área da operação. O levantamento consiste em embarcações equipadas com compressores de ar comprimido, que de modo sincronizado geram bolhas de ar com alta pressão, que são liberadas através de dutos conectados próximo à embarcação. Lançadas na água, as bolhas emitem uma onda sísmica pela expansão e redução da densidade da água. Essa energia sonora caminha em direção ao fundo, penetrando nas camadas sedimentares. Ao encontrar uma descontinuidade, ou seja, contato entre duas camadas de diferentes propriedades elásticas, essa energia não é absorvida, sendo refletida e a reflexão (eco), é captada por receptores, hidrofones, que repassam as informações para sismógrafos computadorizados que gravam e interpretam o pulso sonoro.

É escassa a informação bibliográfica sobre impactos sonoros causados à biota marinha em prospecções geofísicas que utilizam sísmica de reflexão. Os estudos disponíveis foram realizados com peixes e cetáceos em águas profundas, entre 50 e 300 metros, possíveis impactos do método foram analisados em diferentes grupos de animais marinhos, contudo, por se tratarem de bioensaios, não apresentaram resultados conclusivos. A carência de pesquisas em águas rasas, com profundidades inferiores a 20 metros, não deve ser interpretada como fator de impraticabilidade ou de tolerância para essas atividades.

A produção petrolífera marítima de Sergipe ocorre numa região de águas rasas de grande importância ambiental, destacando a presença de tartarugas marinhas, peixe boi marinho e baleias jubarte, animais ameaçados de extinção com programas de preservação desenvolvidos em vários países, além de aves marinhas migratórias e golfinhos. É área de reprodução de diversas espécies de peixes e crustáceos, com lei de proibição da pesca de arrasto nas três milhas próximas à praia. O litoral sergipano possui áreas de grande importância ambiental, destacando a Reserva Biológica de Santa Isabel, ecossistema único situado numa faixa de praia de 42 quilômetros entre os estuários dos rios Japaratuba e São Francisco e segundo o TAMAR, é o maior sítio reprodutivo no Brasil da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea*.

OBJETIVOS

O monitoramento marinho no entorno da embarcação e da praia na área de influência direta e indireta do empreendimento é item obrigatório no processo de liberação de licença para a atividade de levantamento de dados da prospecção geofísica, objetivando registrar todas as ocorrências observadas no mar e na praia e detectar possíveis anormalidades provocadas pela atividade, que possam resultar em danos ao ecossistema marinho.

Congresso Brasileiro de Ecologia
9-14 de Novembro de 2003
Fortaleza-CE

METODOLOGIA

A prospecção geofísica foi realizada entre os campos de Camorim, Caioba, Dourado e Guaricema, explorados pela Petrobras com várias plataformas instaladas. O monitoramento marinho e da praia seguiu metodologia descrita no Programa de Monitoramento da Biota, constante no Estudo Ambiental licenciado pelo ELPN/IBAMA. Seguindo o Programa, a monitoria foi iniciada cinco dias antes do começo da prospecção e finalizada cinco dias após o término das atividades. O trabalho foi realizado em duas etapas totalizando 209 dias; a primeira com 74 dias, entre 03/06/2002 e 16/08/2002 e a segunda com 135 dias, entre 17/10/2002 e 29/02/2003. No monitoramento marinho, houve a presença constante de um barco junto à embarcação de levantamento sísmico para observação de animais marinhos, no caso de proximidade de algum animal como baleias, golfinhos ou tartarugas, seguia-se um procedimento de alerta para paralisação das atividades até o afastamento do animal a uma distância mínima de quinhentos metros da fonte sonora. Na praia, monitorias realizadas a cada dois dias, percorrendo sempre um segmento de 10 km na área de influência da atividade, esse segmento era modificado à medida que a embarcação de prospecção geofísica se deslocava para uma nova área. As monitorias foram realizadas através de patrulhas feitas de bicicleta por técnicos e monitores treinados em trabalhos anteriores realizados pela CONATURA. Nessas patrulhas os mesmos observaram todas anormalidades detectadas na praia, relativas à fauna marinha. O trecho monitorado se localizou entre o município de Barra dos Coqueiros e o povoado de Caueira, no município de Itaporanga d`Ajuda, região metropolitana de Aracaju. A equipe atuou durante todo o levantamento sísmico, compilando dados relacionados à biota marinha. Ocorrências de tartarugas e mamíferos marinhos foram repassadas ao Projeto TAMAR/IBAMA, ao Instituto Baleia Jubarte e à Fundação Mamíferos Marinhos.

RESULTADOS

Durante o período, com a realização de 105 monitorias, nas praias de Atalaia Nova, Atalaia, Aruana, Mosqueiro e Abais, foram registrados 106 animais mortos, destacando-se pequenos peixes, principalmente representantes das Famílias CARCHARHINIDAE, ARIIDAE, CARANGIDAE, TETRAODONTIDAE e SCIANIDAE, em número de exemplares, mais de 85% do total de ocorrências. Outros animais encontrados durante as patrulhas foram: 3 golfinhos, 1 tartaruga marinha, 3 maçaricos, 4 grauças, 2 siris e 1 estrela do mar. Maçaricos foram avistados em grandes bandos durante todo o monitoramento. A tartaruga marinha, um exemplar adulto, fêmea, da espécie *Lepidochelys olivacea*, foi encontrada na praia da Aruana, sendo recolhido pelo Projeto TAMAR e conduzido para necropsia, o resultado demonstrou que a morte foi provocada por afogamento. Os cetáceos, todos machos, dois exemplares da espécie *Stenella clymene* e um *Sotalia fluviatilis*. O primeiro foi registrado na praia de Aruana e segundo o Projeto Mamíferos Marinhos, a causa da morte foi uma broncopneumonia, devido a alta infestação parasitária pulmonar. O segundo animal foi encontrado no Abais, com o laudo de morte por broncopneumonia e ascite. O terceiro golfinho também na praia do Abais, não pode ser recolhido para necropsia devido ao elevado estado de putrefação.

O monitoramento marinho durante as duas etapas, foi realizado diariamente com a embarcação percorrendo a área de levantamento, a uma distância média de uma milha náutica da fonte sonora, registrando ocorrências inerentes ao levantamento de dados. Na primeira etapa, baleias jubarte foram observadas distantes da região de prospecção. Na segunda etapa, em plena temporada reprodutiva, tartarugas marinhas foram presença constante durante as monitorias, não sendo registrado nenhum desvio comportamental aparente, com os indivíduos normalmente se afastando da fonte sonora, o mesmo comportamento foi observado em golfinhos, registrados durante o período.

CONCLUSÃO

A ocorrência de peixes mortos na praia é comum no litoral sergipano devido a intensa captura de camarão por embarcações com redes de arrasto, com inúmeros pequenos peixes e invertebrados sendo descartados durante a despesca. O Projeto TAMAR possui registros de tartarugas mortas por afogamento em redes de arrasto, promovendo constantes campanhas durante as temporadas reprodutivas, para treinar e incentivar pescadores no ressuscitamento de indivíduos afogados. No monitoramento marinho, não foram observados desvios comportamentais relacionados com o som oriundo das detonações. Nenhuma das ocorrências podem ser relacionadas diretamente com o levantamento de dados geofísicos, devido ao pouco conhecimento dos efeitos sonoros desse tipo de atividade sobre os ecossistemas marinhos. O crescente interesse das empresas petrolíferas na bacia sergipana, torna necessário um estudo mais aprofundado sobre os reais impactos causados ao ambiente marinho. A monitoria ambiental é extremamente importante em casos de incidentes graves como mortalidade em massa de espécies e, seus parâmetros, poderão subsidiar futuros trabalhos que visem a minimização dos impactos desse tipo de atividade.

Congresso Brasileiro de Ecologia
9-14 de Novembro de 2003
Fortaleza-CE

BIBLIOGRAFIA

CONATURA. 2000- **Relatório Final sobre Atividade de Levantamento de Dados Geofísicos Marítimos no Bloco SES 107.** ELPN/IBAMA.

CONATURA. 2001- **Relatório de Controle Ambiental (RCA) para Atividade de Perfuração Marítima na Bacia Sergipe/Alagoas.** ELPN/IBAMA.

LENHARDT, M. L. – **Seismic and very low frequency sound induced behaviors in captive loggerhead marine turtles (*Caretta caretta*)** . Virginia Commonwealth University.

McCAULEY, R. D.; FEWTRELL, J.; DUNCAN, A. J.; JENNER, C.; JENNER, M. N.; PENROSE, J. D.; PRINCE, R. I. T.; ADHITYA, A.; MURDOCH, J.; McCABE, K. 2000 – **Marine Seismic Surveys – A study of environmental implications**. APPEA Journal. 692 p.

OLIVEIRA, J.T. 2002 – **Impactos Ambientais da Prospecção Geofísica em Tartarugas Marinhas no litoral Sergipano**. Monografia, UNIT, Aracaju, SE, 60p.

OLIVEIRA, J. T.; FRAGA, R. T.; CASTILHOS, J. C.; WEBER, M. I. 2001 – **Monitoria Ambiental no entorno da Reserva Biológica de Santa Isabel/SE durante temporada reprodutiva de tartarugas marinhas.** 53ª Reunião Anual da SBPC, Resumos, Salvador, BA, p 130.

Congresso Brasileiro de Ecologia
9-14 de Novembro de 2003
Fortaleza-CE

RELATO DE CASO: ANESTESIA EPIDURAL EM CHELONIA MYDAS

Fábio Futema1; Rodrigo P. G. Lopez 2; Danilo Kluyber2; João Paulo Boccia1;Paula Baldassin2, Max Rondon Werneck3, Enio Bovino4

1- Prof. Dr. Disciplina de Técnica Cirúrgica e Anestesiologia - Universidade Paulista – UNIP R. Ten. Júlio Prado Neves 965, São Paulo – SP 02370-000 fabiofutema@uol.com.br

2- Aluno graduação do Curso de Medicina Veterinária da UNIP – vetgrilo@terra.com.br

3- Médico Veterinário Fundação Pró-Tamar – R. Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba-SP, CEP: 11.680-000 - tamaruba@tamar.org.br

4- Diretor do HOVET-UNIP – São Paulo

O Projeto Tamar-Ibama realiza em Ubatuba um programa de conservação de tartarugas marinhas voltado às capturas pela pesca. Tartarugas afogadas, debilitadas ou feridas são encaminhadas para reabilitação. Em janeiro de 2003, foi encaminhada ao Projeto Tamar uma tartaruga marinha juvenil da espécie Chelonia mydas, com extensas lesões e perda de tecido ósseo e muscular da porção posterior do casco, supostamente provocadas por colisão com embarcação. Após o exame clínico, o animal foi levado ao Hospital Veterinário da Universidade Paulista para reconstituição por meio de prótese. Para a realização da cirurgia foi utilizada a técnica de anestesia epidural adaptada da técnica de anestesia epidural em jabutis realizada por Fontenelle e colaboradores em 2002. Para tanto, o animal foi colocado em decúbito dorsal e após anti-sepsia da região dorsal da cauda, foi introduzida uma agulha 13x4,5 no terço proximal da cauda. Como anestésico foi utilizada a associação de lidocaína sem vasoconstritor a 2% na dose de 4 mg para cada 10cm de comprimento curvilíneo de carapaça (CCC), associada ao fentanil na dose de 2mcg para cada 10 cm de carapaça. Seguiu-se então, a curetagem do tecido necrosado e a fixação das partes ósseas fraturadas por meio de cerclagem e aplicação de resina odontológica sobre a lesão. A monitoração dos parâmetros foi realizada por meio de monitor cardíaco (freqüência cardíaca) e a freqüência respiratória pelos movimentos respiratórios, caracterizados pela extensão da cabeça e pescoço, para cima e para frente. Imediatamente após a aplicação da associação anestésica verificou-se o relaxamento da cauda e membros posteriores indicando bloqueio motor. Foi observado também o bloqueio sensitivo através da ausência da resposta comportamental, verificada por estimulo doloroso com pinça hemostática na região da cauda e das nadadeiras. A extensão do bloqueio atingiu até a metade da segunda placa lateral, o que pode ser testado devido a ausência de ossos e placas de queratina sobre a lesão. Durante o procedimento a freqüência cardíaca média foi de 22 batimentos/minuto (bpm) e a freqüência respiratória se manteve em 1 movimento respiratório/minuto (mrpm). Após 60 minutos de bloqueio, foram observadas respostas motoras nas nadadeiras anteriores e contração das nadadeiras posteriores. A anestesia epidural mostrou-se eficiente para procedimentos nas porções caudais do animal, sendo muito segura por manter os parâmetros fisiológicos praticamente inalterados, salientando para a importância da respiração espontânea que neste caso é de suma importância visto a complexidade de sua fisiologia respiratória, não necessitando assim de intubação orotraqueal A anestesia epidural em tartarugas marinhas permite inúmeras vantagens sobre outras técnicas anestésicas como na anestesia inalatória que necessita de equipamentos e de pessoal especializado e em substituição das anestesias injetáveis como a cetamina, que nos casos de tartarugas marinhas oneram o custo devido à alta dose e demandam prolongada recuperação, podendo chegar a 48 horas de duração. Sendo assim a referida técnica poderá ser utilizada em todos procedimentos cirúrgicos ou não cirúrgicos que necessitem de anestesia na região caudal a metade da segunda placa lateral das tartarugas marinhas.

Interação da Pesca Artesanal de Lagosta com Tartarugas Marinhas no Litoral Norte da Bahia

Jardeweski, C. L. F. [1], Sales, G. [2] e Marcus Polette [3].

[1] HOLARQUIA - Mídia Sócio-Ambiental e Desenvolvimento Sustentável, <holarquia@hotmail.com>, <cleitonlfj@yahoo.com.br>.

[2] Projeto TAMAR / IBAMA – Programa TAMAR-Pesca, <pesca@tamar.org.br>.

[3] Laboratório de Gerenciamento Costeiro, CTTMar, Universidade do Vale do Itajaí – UNIVALI. <polette@cttmar.univali.br>.

RESUMO

O Programa Nacional para a Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas na Pesca (Plano TAMAR-Pesca), vem trabalhando com as comunidades adjacentes à Base de Arembepe, município de Camaçari, litoral norte da Bahia, para a redução de capturas de tartarugas na pesca artesanal. Foram realizadas entrevistas nos principais portos de desembarque de pesca da lagosta, verificando-se os níveis de comprometimento que as redes causam na captura dos quelônios, destacando-se o esforço de pesca utilizado e as possíveis relações com as capturas. Durante as entrevistas divulgaram-se informações sobre os objetivos deste trabalho aos pescadores. Para a caracterização da área de atuação da frota artesanal da pesca da lagosta com rede de emalhe nesta região, foram utilizados mapas e cartas náuticas. Foi iniciado trabalho de embasamento técnico para a obtenção de dados de capturas por unidade de esforço de tartarugas marinhas, com a colaboração dos pescadores da colônia Z 57, na localidade de Buraquinho, município de Lauro de Freitas/BA. Este trabalho reforçou a idéia de que a cada dia o conhecimento local deve ser utilizado para resoluções mais justas e equilibradas de conflitos ambientais, já que os detentores do conhecimento local dependem diretamente da biodiversidade.

Apresentação de pôster. Sessão temática 1.

INTRODUÇÃO

Das sete espécies de tartarugas marinhas existentes no mundo, cinco ocorrem ao longo da costa brasileira: *Caretta caretta* (tartaruga cabeçuda), *Chelonia mydas* (tartaruga verde), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga de pente), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga oliva) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga de couro). Todas estão incluídas na lista de espécies ameaçadas ou vulneráveis da UICN, são protegidas pela CITES, e também pela legislação ambiental brasileira (lei nº 9605 de 12/02/98; portaria nº 5 de 31/01/86).

Um dos problemas de difícil resolução para a recuperação e proteção das populações de tartarugas marinhas é a mortalidade em função da crescente captura incidental pela atividade pesqueira, tanto costeira como oceânica. Em 1990 a captura incidental nas diversas artes de pesca já era considerada a maior causa da mortalidade de tartarugas marinhas, em um estudo do National Research Council (Barata *et al.*1998).

No início da década de noventa, o Projeto TAMAR/IBAMA passou a priorizar uma ação mais consistente direcionada às áreas de alimentação das tartarugas marinhas, onde a captura incidental pela pesca na zona costeira, em parte pesca artesanal, era comprovadamente alta. Foram implantadas as bases do Projeto TAMAR-IBAMA em Ubatuba/SP e Almofala/CE.

Para integrar as informações e resultados dos esforços locais já em marcha com as recentes possibilidades, e devido à necessidade de ampliar essa atuação, o Projeto TAMAR iniciou, no final de 2001, o desenvolvimento de um conjunto de ações denominado: “Plano de Ação para a Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas pela Atividade Pesqueira”. O objetivo superior deste Plano é “**Buscar a redução da captura incidental de tartarugas marinhas pela atividade pesqueira**”. O Plano TAMAR-Pesca é desenvolvido em conjunto com as Coordenações Regionais e bases do projeto, incluindo parceiros institucionais, dentre os quais os Centros Especializados do IBAMA para Recursos Pesqueiros, o Programa REVIZEE do Ministério do Meio Ambiente, o Instituto Albatroz, Museu Oceanográfico do Vale do Itajaí/UNIVALI, Universidades que se dedicam à pesquisa do Mar, Ministério da Agricultura e do Abastecimento e o setor pesqueiro nacional.

Na Bahia, a área de atuação do Projeto TAMAR estende-se da Praia de Itapuã, em Salvador, até Mangue Seco, na divisa com o Estado de Sergipe. Esta área apresenta uma exploração pesqueira relativamente alta, sendo que a grande

maioria da pesca é de baixa escala, essencialmente artesanal. Há também um número considerável de embarcações de médio porte (de 10 a 15 metros de comprimento) atuando sazonalmente na região, proveniente de outros portos, principalmente Valença e Ilhéus.

Entre os meses de janeiro de 2000 e maio de 2001 foram registradas 331 ocorrências de tartarugas encalhadas nas praias do litoral norte da Bahia. Tartarugas chegam mortas na praia ou podem vir a morrer devido a seu estado debilitado. Em geral esses registros coincidem com a presença de barcos e redes de pesca atuando a distâncias menores do que três milhas da costa.

A pesca da lagosta no litoral baiano é uma atividade relativamente recente, devido à crescente exploração comercial deste produto, influenciando diretamente nos métodos utilizados pelos pescadores artesanais, que anteriormente possuíam caráter de subsistência.

Em função da disseminação e intensificação da pesca de lagosta com redes no litoral norte da Bahia, o Plano TAMAR-Pesca objetivou diagnosticar e verificar a interação entre as artes de pesca e as tartarugas marinhas nesta região.

METODOLOGIA

- ÁREA DE ESTUDO

O litoral norte da Bahia está definido entre a região compreendida entre as praias de Itapuã, em Salvador, até Mangue Seco, na divisa com Sergipe. São cerca de 200 Km de praias onde estão quatro bases do TAMAR-IBAMA: Arembepe, Praia do Forte, Costa do Sauípe e Sítio do Conde. Praticamente todo o litoral norte da Bahia está circunscrito em Áreas de Proteção Ambiental Estaduais (APAs).

A parte marinha é caracterizada por uma Plataforma Continental bastante estreita, variando entre 5 a 30 milhas náuticas, sendo um grande diferencial desta região em relação aos outros estados brasileiros. Em alguns pontos ocorrem baixios (regiões marinhas com profundidades menores que vinte metros), onde afloram pacotes de arenito, favorecendo a proliferação de recifes de corais.

A atividade pesqueira enquadra-se na descrição de pesca artesanal ou de pequena escala, embora haja um número cada vez maior de embarcações de porte médio (saveiros de 10 a 15 metros) atuando nesta área, tendo como alvos principais a lagosta, o camarão e os peixes demersais e pelágicos.

- COLETA DE DADOS

A coleta de dados e informações sobre a pesca artesanal da lagosta e da captura incidental de tartarugas marinhas foi realizada por meio de observações diretas e de entrevistas nos principais pontos de desembarque da região. Os locais pesquisados estão situados no município de Lauro de Freitas, colônia Z57 na localidade de Buraquinho, e no município de Camaçari, colônias de Jauá, Arembepe e Guarajuba. Todos estes locais têm a lagosta como um dos principais recursos pesqueiros capturados.

As entrevistas foram realizadas com os pescadores, mestres de embarcações e outras pessoas envolvidas com a pesca da lagosta. Questionários semi-estruturados foram aplicados aos atores envolvidos, abordando questões sobre os petrechos de pesca, locais explorados, a arte de pesca e outros aspectos relacionados ao conhecimento etno-ecológico dos pescadores. Perguntas sobre a captura incidental de tartarugas também foram realizadas, dependendo do interesse e do grau de liberdade adquirido com o pescador no decorrer da entrevista.

Embarques foram realizados na localidade de Buraquinho, para diagnosticar e avaliar a arte da pesca de lagosta, bem como mapas mentais foram aplicados aos pescadores para localizar e verificar a abrangência da área explorada por eles.

RESULTADOS

A maioria das embarcações utilizada é composta de saveiros de pequeno e médio porte (8 a 11 metros), barcos de alumínio ou fibra, estes com motores de popa (15 a 25 HP), e pequenos botes à remo também foram identificados. A quase totalidade da frota operante é ilegal, já que estão proibidas novas licenças para a pesca da lagosta em todo o país.

A rede utilizada para a captura da lagosta é chamada de “caçoeira” pelos pescadores, e em todos os pontos de desembarque estudados houve ocorrência deste petrecho de pesca. Anteriormente, esta rede era utilizada principalmente para a pesca de cações e raias, e com o passar do tempo e o crescente interesse pela captura da lagosta, foi adaptada para a captura deste crustáceo.

A Colônia Z 57, localidade de Buraquinho, foi a que obteve uma melhor descrição dos petrechos e caracterização dos barcos, devido ao trabalho que já vêm sendo realizado com os pescadores da colônia. Todas as embarcações utilizadas são barcos pequenos de alumínio ou fibra, com motor de popa de 15 HP e 2 cilindros.

As redes utilizadas são semi-artesanais, ou seja, os pescadores compram os panos de rede industrializados, com dimensões de 100 x 5 metros, de nylon poliamida monofilamento (ø40), com abertura de malha (2a) de 45 mm. Os pescadores cortam os panos em duas ou três partes longitudinalmente (100 x 2,5m ou 100 x 1,6m), e entralham os panos em cabos multifilamento de 90 a 100 metros de comprimento, de poliamida ou polietileno.

Colocam-se cabos chumbados na parte inferior (4,5 kg / 100 m) e bóias de isopor a cada 7 metros, para que as redes tenham de 1 a 2 metros de altura embaixo da água, aumentando a sua capacidade de emalhe. As redes são emendadas uma nas outras para aumentar o poder de pesca, e são denominadas de “equipes” pelos pescadores. No caso de Buraquinho, são de 2 redes, ou seja, 200 metros de pano de rede em cada equipe.

No momento dos lances cada equipe é disposta em um pesqueiro diferente, e o recolhimento só acontece 24 horas depois, mas as redes podem permanecer mais tempo na água, dependendo das condições de mar para a navegação.

Na Colônia de Jauá, a maioria das embarcações é composta por barcos de alumínio com motor de popa, mas existem alguns saveiros com maior autonomia de navegação, possibilitando abrangência de maiores distâncias para a pesca.

Na caracterização dos petrechos não houve muitas diferenças entre as redes. Contudo, há um item relevante (altura das redes submersas), pois são colocadas 30 bóias em 100 metros de rede, ou seja, 1 bóia a cada 3 metros, assim as tralhas superiores possuem maior flutuação. Desta forma, as redes ficam com alturas de 2 a 2,5 metros debaixo da água, podendo capturar mais tartarugas que em Buraquinho.

Em Arembepe toda a frota é constituída por saveiros médios e pequenos, possuindo maior autonomia para a pesca. Os petrechos caracterizam-se por redes com alturas que vão de 5 a 1,5 metros, panos de multifilamento (nylon mole) e multifilamento, mas a grande maioria dos panos é de nylon monofilamento (ø40) e abertura de malha de 55 a 45 mm. Cada barco possui distinção nas redes, por isso é difícil afirmar qual o barco que tem maior probabilidade de capturar mais tartarugas. Entretanto, esta localidade é o local em que a frota oferece maior risco

às tartarugas, devido a utilização de redes com panos multifilamento, com altura de até 5 metros e autonomia de pesca maior.

Em Guarajuba existe apenas uma embarcação que pesca lagostas com rede. Neste caso, as redes ficam com 2,5 metros de altura quando submersas, possuindo risco de capturas de tartarugas. Os demais barcos utilizam manzuás, que consistem em armadilhas de bambu confeccionadas pelos próprios pescadores.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

De acordo com os dados obtidos, pode ser considerado que as colônias com presidentes mais atuantes e presentes são as que apresentam pescadores com maior informação e organização. De acordo com as entrevistas realizadas, foi possível constatar que nestas colônias obteve-se também um maior abertura para o diálogo e conseqüentemente do conhecimento local. Desta forma, as colônias organizadas podem servir como locais estratégicos para a coleta de informações.

Foi possível iniciar um trabalho com a cooperação dos pescadores da colônia de Buraquinho, para estimar a captura incidental de tartarugas (CPUE) que ocorre nas redes de lagosta. A formalização do Plano TAMAR-Pesca na colônia de pesca desta localidade foi relevante, pois os pescadores tinham dúvidas, especialmente quanto às questões de fiscalização.

As colônias de Jauá e Guarajuba também possuem Colônias melhor estruturadas, sendo potenciais pontos de coleta de informação. Para possíveis tomadas de CPUES de tartarugas em diversas localidades, deve-se setorizar cada local, pois há diferenças na confecção das redes em cada colônia. A altura das redes submersas pode ser um fator essencial na captura incidental de tartarugas, e esta característica de rede variou muito nos locais estudados.

Outro problema identificado neste estudo foi relativo à perda de redes, pois a realização da pesca ocorre em locais de substrato rochoso ou coralíneo, e esporadicamente as redes ficam presas. Na maioria das vezes os tripulantes as soltam por meio de mergulhos livre, mas nem sempre se consegue a liberação. Assim, há redes que são deixadas no fundo do mar transformando-se em “redes fantasmas”, prejudicando o ecossistema. Estes petrechos permanecem anos capturando organismos marinhos. Uma das medidas mitigadoras indicadas é o resgate do petrecho abandonado, para evitar prejuízos para a pesca.

As entrevistas e observações em campo inferiram que a arte e o método de confecção das redes são passados de pai para filho ou de pescador para pescador, na própria colônia. Em cada colônia a rede apresentou algumas variações quanto à confecção, devido às diferenças inerentes em cada uma das colônias de pescadores.

No litoral norte da Bahia, a pesca de rede de emalhe é uma das que mais interagem com as tartarugas marinhas, ocorrendo a sobreposição das áreas de alimentação das tartarugas com as áreas exploradas pelos pescadores artesanais, incluindo a ocorrência de animais próximo à costa na temporada reprodutiva.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDER-EGG, E. – INTRODUCCION A LAS TÉCNICAS DE INVESTIGACIÓN SOCIAL, 5 ed, cap 9, 109-122pp Buenos Aires, Argentina.

BRUTTO, L.F.G. & NORDI, N. – OS PESCADORES ARTESANAIS E O PARQUE ESTADUAL DE ITAPUÃ: ECOLOGIA HUMANA E ETNOECOLOGIA NO “MAR DE DENTRO”, RS. II Simpósio Brasileiro de Etnobiologia e Etnoecologia: Resumos, São Carlos, SP, 5 pp.

MARCHIORO, G. B. & POLETTE, M. – A UTILIZAÇÃO DE MAPAS MENTAIS NA DETERMINAÇÃO DO USO DO ESPAÇO E COMPREENSÃO DE PROBLEMAS AMBIENTAIS NA RESERVA BIOLÓGICA MARINHA DO ARVOREDO E ÁREA DE ENTORNO: UMA VISÃO DOS PESCADORES ARTESANAIS DE ZIMBROS E CANTO GRANDE (BOMBINHAS-SC). II Simpósio Brasileiro de Etnobiologia e Etnoecologia: Resumos, São Carlos, SP, 9 pp.

MARQUES, J. G. W. – O OLHAR (DES)MULTIPLICADO. O PAPEL DO INTERDISCIPLINAR E DO QUALITATIVO NA PESQUISA ETNOBIOLÓGICA E ETNOECOLÓGICA. Métodos de coleta e análise de dados em etnobiologia, etnoecologia e disciplinas correlatas: Anais, Rio Claro, SP, 31-46pp.

CAPTURAS ACIDENTAIS DE TARTARUGAS MARINHAS EM CURRAIS DE PESCA MONITORADOS PELO PROJETO TAMAR-IBAMA BASE DE ALMOFALA/CEARÁ – CAMPANHA 2002.[1]

Eduardo Henrique Soares Moreira Lima[2], Francisca Almeida Barreto Marques da Cruz[3], Suzana Margarida R. da Silva Morais[3], Maria Thereza Damasceno Melo[2]

[1]Patrocinado pela PETROBRÁS, suporte financeiro de FRANKFURT ZOOLOGICA SOCIETY, [2]Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal, 01, 62.592-990, Almofala, Ceará, fone 0**88. 6672020, tamarce@tamar.org.br, [3]estagiárais Projeto TAMAR-IBAMA/Ceará - Campanha 2002.

Curral de pesca é uma arte de pesca não seletiva muito comum nas comunidades tradicionais do litoral oeste do Ceará. Construídas em madeira e telas de arame estão implantadas de mar adentro capturando peixes e quelônios marinhos durante todo o ano. Em 1991, o alto índice de captura acidental de tartarugas marinhas em Almofala, um dos pontos primordiais para a alimentação destes animais, com destaque para a *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), espécie conhecida como tartaruga verde ou aruanã, provocou a instalação de uma base de proteção e pesquisa do Projeto TAMAR-IBAMA na região para o monitoramento de 40 km de litoral entre as comunidades de Almofala e Espraiado. O presente trabalho tem como objetivo relatar as capturas acidentais de tartarugas marinhas em currais de pesca na área de atuação do TAMAR ocorridas durante o ano de 2002. A metodologia consistiu em visitas diárias aos locais de desembarque de pescado e currais de pesca para a verificação de capturas acidentais de tartarugas marinhas. Nos currais foram realizados mergulhos livres para observação de da existência de indivíduos aprisionados. As tartarugas capturadas foram transportadas para a embarcação realizando-se o manejo dos animais como marcação, biometria, identificação de sexo e espécie. Após o manejo os animais foram liberados no mar. Durante o ano de 2002 o Projeto TAMAR-IBAMA registrou 118 ocorrências de tartarugas marinhas na sua área de atuação e destas ocorrências 63,56% (n=78) foram capturas de tartarugas em currais de pesca. Verificou-se que a *C.mydas* (92,31%, n=72) e *Caretta caretta* (Linnaeus,1758) (7,69%, n=6) foram as espécies presentes nos currais durante esta campanha. Porém, todas as cinco espécies ocorrentes no Brasil são passíveis de serem capturadas nesta arte. O comprimento curvilíneo médio de casco dos indivíduos foi de 0,488 metros para *C.mydas* (min=0,246 e máx=1,010) e de 0,668 metros para *C.caretta* (min=0,540 e máx=0,785). Deste modo percebe-se que os currais de pesca são eficientes em relação a captura de quelônios e observa-se ainda que a população registrada durante o ano de 2002 pelo TAMAR estava constituída de tartarugas juvenis para ambas as espécies capturadas.

Palavras-chave: Tartarugas marinhas, currais de pesca, captura acidental

ALGUNS DADOS DE TARTARUGAS MARINHAS MORTAS MONITORADAS PELO NÚCLEO PROJETO TAMAR-IBAMA, EM FORTALEZA-CEARÁ.[1]

Eduardo Henrique Soares Moreira Lima[2], Luiziane Moreira do Nascimento[3], Maria Thereza Damasceno Melo[2]

[1]Patrocinado pela PETROBRÁS, suporte financeiro de FRANKFURT ZOOLOGICA SOCIETY e Representação IBAMA/CE, [2]Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal, 01, 62.592-990, Almofala, Ceará, fone 0**88. 6672020, tamarce@tamar.org.br, [3]Projeto TAMAR-IBAMA-Núcleo TAMAR/Fortaleza, Av. Visconde do Rio Branco, 3900, Fátima, fone 0**85. 2721600.

O litoral cearense é uma importante área de alimentação e corredor migratório de tartarugas marinhas provenientes do Suriname, Ilha de Ascensão (África) e América Central. Entretanto as artes de pesca empregadas pela comunidades pesqueiras capturam dezenas de tartarugas durante seus processos de migração entre áreas de alimentação e desova. O Projeto TAMAR-IBAMA possui uma base de proteção e pesquisa das tartarugas marinhas em Almofala, distrito de Itarema desde 1991, coletando informações sobre capturas acidentais destes animais nas artes de pesca regionais. Todavia, até o ano de 1998, recebia-se denúncias constantes sobre tartarugas marinhas mortas encalhadas nas praias de Fortaleza e pouco se sabia sobre as causas, espécies ou proporção da população que estava sendo atingida. Em 1999 foi criado o Núcleo TAMAR-Fortaleza cuja função principal é monitorar tais ocorrências. O presente trabalho apresenta o dados de tartarugas marinhas mortas coletados pelo Núcleo TAMAR entre os anos de 1999 e 2002. A metodologia consistiu em, após a verificação dos encalhes, proceder-se com a tomada de medidas biométricas curvilíneas de casco, identificação de *causa mortis*, espécie e sexo quando possível. Alguns animais encalhados encontravam-se em adiantado estado de decomposição o que dificultou tais procedimentos. Entre os anos de 1999 e 2002 o Núcleo TAMAR registrou 64 encalhes de tartarugas marinhas e deste total 52 ocorrências (81,25%) foram de indivíduos mortos. Verificou-se que 94,23% (n=49) das tartarugas encalhadas eram da espécie *Chelonia mydas* (Linnaeus,1758) (tartaruga verde ou aruanã), 3,85% (n=2) de *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz,1829) (oliva), e 1,92% (n=1) de *Caretta caretta* (Linnaeus,1766) (cabeçuda). Os comprimentos curvilíneos médios foram 0,959 metros (n=49, min=0,382 max=1,49) para a espécie *C.mydas*, 0,440 metros (n=2, min=0,440 máx=0,450) para *L.olivacea* e 0,980 metros (n=1, min=0,980 máx=0,980) para a espécie *C.caretta*. Os dados apresentados sugerem que as artes de pesca utilizadas na pesca artesanal no litoral do Ceará são eficientes na captura de tartarugas marinhas atingindo principalmente animais adultos ou sub adultos das populações que freqüentam nossa costa.

Palavras-chave: Tartarugas marinhas, captura acidental, encalhes

HEMOGRAMA E DETERMINAÇÃO DA PROTEÍNA PLASMÁTICA TOTAL DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758), CRIADAS EM CATIVEIRO NO PROJETO TAMAR-IBAMA DA PRAIA DO FORTE-BAHIA.

Thaís Torres Pires[1], Gonzalo Rostan[1] e José Eugênio Guimarães[2]

1- Projeto TAMAR - IBAMA * – Av. Farol Garcia D`Avila s/n, Praia do Forte, Mata de São João – BA, CEP: 42 700-999/ Tel: (71) 676 1045, centrodevistantes@tamar.org.br.
2- Departamento de Patologia e Clínicas – Hospital de Medicina Veterinária EMV/UFBA CEP: 41170-110, Salvador/BA – Brasil. E-mail; jeugenio@ufba.br

Com objetivo de obter valores dos parâmetros do hemograma e de proteína plasmática total, de tartarugas marinhas da espécie *Caretta caretta* mantidas em cativeiro no Centro de Visitantes da Base de Praia do Forte do Projeto TAMAR – IBAMA; foram coletados cinco mililitros de sangue através de venipunção do seio cervical dorsal de oito indivíduos de idade entre 12 a 16 anos com comprimento curvilíneo médio de carapaça de 93,56 cm, criados desde o nascimento em cativeiro. Utilizou-se heparina como anticoagulante. Os achados hematológicos mostraram valores médios de eritrócitos de 275.000/µL (±28.030,59), volume globular de 33,12% (±2,35), concentração de hemoglobina de 8,65 g/dL (±0,80), enquanto que os índices hematimétricos encontrados foram de 725 fL (± 131,99) para volume globular médio (VGM), 198,18 pg (± 38,66) para hemoglobina globular média (HGM) e de 26,10% (± 1,21) para concentração de hemoglobina globular média (CHGM). No leucograma a média do número total de leucócito foi de 3.656/µL (±963,04), e os valores médios relativos da contagem diferencial de leucócitos foram de 59,38% (±16.27) para heterófilos, 10,38% (±6,32) para eosinófilos, 0,13% (±0.35) para basófilos, 29,25% (±17,12) para linfócitos e 0,88% (±2,10) para monócitos, sendo os valores absolutos de 2.156,87/µL (±703,49); 366,88/µL (±216,44); 2,50/µL (±7,07); 1.110,94/µL (±783,61) e 19,06/µL (± 42,34), respectivamente. O valor médio de trombócitos encontrado foi de 10.968,13/µL (±3.109,19) e a determinação de proteína total teve como média 6,5 g/dL (±0,83). Das variáveis analisadas, a contagem de eritrócitos, o volume globular médio, a hemoglobina globular média e as contagens total e diferencial de leucócitos apresentaram valores diferentes para a espécie em questão, quando comparadas com a literatura consultada.

* O Projeto TAMAR é um programa do IBAMA, cooadministrado pela Fundação Pro-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.

MORFOLOGIA DAS CÉLULAS SANGÜÍNEAS DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *Caretta caretta* (LINNAEUS, 1758).

Thaís Torres Pires[1], Gonzalo Rostan[1] e José Eugênio Guimarães[2]

1- Projeto TAMAR - IBAMA * – Av. Farol Garcia D`Avila s/n, Praia do Forte, Mata de São João – BA, CEP: 42 700-999/ Tel: (71) 676 1045, centrodevistantes@tamar.org.br.
2- Departamento de Patologia e Clínicas – Hospital de Medicina Veterinária EMV/UFBA CEP: 41170-110, Salvador/BA – Brasil. E-mail; jeugenio@ufba.br

Com o objetivo de contribuir com a hematologia clínica de tartarugas da espécie *caretta caretta*, amostras de sangue foram colhidas por venipunção do seio cervical dorsal de oito exemplares desta espécie, mantidos no Centro de Visitantes do Projeto TAMAR-IBAMA – Base de Praia do Forte-BA, avaliando-se a morfologia individual de suas células. Foram observados nos esfregaços sanguíneos, confeccionados sem anticoagulantes, e corados pelo método panótico, segundo técnica de Rosenfeld, sete tipos celulares: eritrócitos, linfócitos, heterófilos, eosinófilos, basófilos, monócitos e trombócitos. Os eritrócitos observados apresentaram-se ovais, com cromatina nuclear densa, em cor púrpura, com localização central enquanto o citoplasma mostrou-se homogêneo, ligeiramente eosinofílico, e em quase sua totalidade notou-se a presença de corpúsculos de Howell-Jolly. Os linfócitos possuíam variação quanto ao tamanho; pequenos e médios, onde o núcleo seguia a forma da célula em si, ocupando quase todo o citoplasma nas células de menor tamanho e com cromatina densa. O citoplasma era escasso, ligeiramente basofílico e homogêneo, sendo a relação núcleo/citoplasma elevada. Os heterófilos encontrados mostraram-se como células arredondadas e de formato irregular, com núcleo denso e de localização excêntrica no citoplasma. Este por sua vez, estava preenchido com numerosos grânulos fusiformes eosinofílicos. Os eosinófilos caracterizaram-se nos esfregaços com um citoplasma abundante contendo grânulos arredondados eosinófilicos, que se coraram mais fracamente que os dos heterófilos. O núcleo de forma arredondada a irregular, era fortemente basofílico, raramente bilobulado, e ocupava uma posição excêntrica no citoplasma. Os raros basófilos encontrados mostraram-se como uma pequena célula, de núcleo denso, em posição central, estando freqüentemente encoberto por grânulos citoplasmáticos arredondados e fortemente basofílicos. Os monócitos apresentaram-se como grandes células arredondadas, as vezes de forma irregular, com citoplasma não muito abundante, de aparência granular fina e freqüentemente com pequenos vacúolos. O núcleo mostrou-se também excêntrico, na maioria das vezes esférico com contorno irregular e cromatina frouxa. Os trombócitos mostraram-se como células elípticas, ligeiramente maiores que o núcleo do eritrócito, de formato oval, localização central, e fortemente corado, estando envolvido por citoplasma pouco basofílico, quase que imperceptível. Essas células foram encontradas geralmente aglutinadas podendo no entanto ser confundidas com pequenos linfócitos, sendo diferenciados destes por apresentar uma relação núcleo/citoplasma menor. Face à dificuldade de diferenciação entre alguns leucócitos de répteis em geral, e principalmente entre linfócitos e trombócitos, recomenda-se a utilização de citoquímica para um aprimoramento sobre a morfologia de células sangüíneas nesta espécie.

* O Projeto TAMAR é um programa do IBAMA, cooadministrado pela Fundação Pro-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.

RELATO DE ENCALHE E TRATAMENTO DE *Dermochelys coriacea* (LINNAEUS, 1758)

Gonzalo Rostán [1], Thaís Torres Pires [1], Paulo Viana [1], Fernando Niemeyer Fiedler [1]

1- Projeto TAMAR - IBAMA * – Av. Farol Garcia D`Avila s/n, Praia do Forte, Mata de São João – BA, CEP: 42 700-999/ Tel: (71) 676 1045, centrodevistantes@tamar.org.br.

Pescadores da equipe da base de Sítio do Conde do Projeto TAMAR - IBAMA encontraram, no dia 05 de setembro de 2003, uma tartaruga de couro (Dermochelys *coriacea*) encalhada a 10 Km a norte da Praia de Baixios (Lat. Long.) em Subauma, litoral norte da Bahia. O exemplar tratava-se de um macho de aproximadamente 350 Kg, com 1,50 m de comprimento de carapaça e 1,04 m de largura, a nadadeira anterior direita encontrava-se amputada por causa desconhecida, o ferimento estava em processo avançado de cicatrização, havia uma cicatriz na cabeça. Após o tempo em que permaneceu encalhada na areia a tartaruga apresentou prolapso peniano. Os técnicos do Projeto Tamar realizam o resgate com ajuda dos pescadores da região e o animal for transportado, com o auxilio de uma maca apropriada, para a base da Praia do Forte onde se iniciaram os procedimentos para reabilitação e soltura. Ao chegar a base foi realizado o exame clínico, o animal mostrou boa condição corporal, alerta, embora debilitado. O pênis prolapsado apresentava-se muito edemaciado e eritrematoso, mas não havia áreas necroticas, o que confirmou ser este um processo recente. O pênis da tartaruga foi lavado e lubrificado com solução de nitrofurazona e o animal foi colocado em um tanque de 35 mil litros, após esperar que o animal se acalmasse iniciou-se o tratamento propriamente dito, o qual consistiu na redução do prolapso de pênis, e na aplicação de antibiótico (oxitetraciclina de longa ação – 20mg/kg/48h) e de suplemento nutricional (Bionew – 0,05mL/kg/24h), ambos por via intramuscular. Foi passada vaselina por todo o corpo do animal de forma a diminuir a desidratação e o atrito de seu corpo com a borda do tanque, minimizado os ferimentos. Durante o período do tratamento, o prolapso peniano recidivou cinco vezes, e apresentou necrose superficial da mucosa, sendo sempre realizado o debridamento, com auxilio de solução de nitrofurazona e açúcar e a redução. Durante o período em que foi mantido no tanque observaram-se mudanças de comportamento, de apático e nervoso chocando-se contra as bordas do tanque o animal passou a estar mais calmo porem reagindo com mais vigor a nossa aproximação, inclusive dificultando o tratamento. No dia 11 de setembro realizou-se a reintrodução do animal ao ambiente natural, este já se encontrava clinicamente estável, reagindo bem aos estímulos e há mais de 48 horas sem apresentar recidiva do prolapso peniano. Antes da soltura foram administradas as últimas medicações, realizada uma leve hidratação subcutânea com solução fisiológica de cloreto de sódio a 0,9%. Com o auxilio de uma embarcação a tartaruga foi solta em mar aberto, a aproximadamente oito milhas da costa de Praia do Forte (Lat. Long.), após aproximadamente de quinze minutos nadando com vigor, iniciou as tentativas para submergir, o que logo conseguiu com um pequeno auxilio de um mergulhador, no segundo mergulho já passou dos 30 metros de profundidade e não foi mais vista, assim foi completada com sucesso a soltura.

* O Projeto TAMAR é um programa do IBAMA, cooadministrado pela Fundação Pro-TAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobrás.

Educação Ambiental: A visão do professor sobre o Projeto TAMAR/Almofala-Ce

Maria Cleide Andrade Ximenes[a] Eduardo Henrique S. M. Lima[b] & Eloísa Maia Vidal [c]
[a]Estagiária Projeto TAMAR/IBAMA-2001(cleide@fortalnet.com.br) [b]Fundação Pró-Tamar (tamarce@terra.com.br) [c]Universidade Estadual do Ceará

1.Introdução

Almofala localiza-se no litoral oeste, a 242 km de Fortaleza, capital do estado do Ceará. O local possui paisagem composta por dunas móveis, semi-fixas e fixas, com grande área de mata de restinga, coqueiral e manguezal. No mar de Almofala há ocorrência das cinco espécies de tartarugas marinhas encontradas no Brasil, sendo o maior número de ocorrência da espécie *Chelonia mydas* (Aruanã), que encontra alimentação abundante neste litoral, tornando-o um sítio de prioritária preservação. Em 1992, o projeto TAMAR/IBAMA instalou uma base de proteção às tartarugas marinhas na praia de Almofala, pois além da freqüente captura acidental de tartarugas marinhas, era muito comum a utilização de métodos específicos para pescá-las, entre eles a rede "aruaneira" (rede de espera feita com nylon de maior espessura e malha de tamanho aumentado) e anzol de dimensão grande, próprios para capturá-las por regiões cobertas de pele. (Seo Zé Cota, pescador, 42 anos – comunicação pessoal). A prática da educação ambiental em Almofala iniciou de maneira informal, com a vivência comunitária e o contato com os pescadores, enquanto era realizado o monitoramento da pesca. Atualmente, esta acontece principalmente com os estudantes e professores da localidade e assume um caráter informal quando os grupos escolares visitam a base do projeto e recebem explicações a respeito das tartarugas marinhas e formal quando realiza atividades envolvendo o conteúdo programático do curso, sempre com temas relacionados ao meio ambiente, chamando atenção para as problemáticas locais. Embora os educadores do Projeto TAMAR em Almofala realizem a avaliação das atividades, fez-se necessária uma avaliação geral para que houvesse a identificação dos aspectos positivos e negativos e conseqüentemente, uma melhoria no programa. Os professores foram escolhidos para participarem deste processo por estarem sempre acompanhando o desenvolvimento dos alunos e a aplicação das atividades.

2. Métodos

Inicialmente, foi realizado junto à Secretaria de Educação do Município de Itarema um levantamento voltado para o conhecimento do número total de professores que compõem o quadro docente das escolas incluídas na pesquisa, além de informações básicas sobre a organização e funcionamento do sistema de ensino. As escolas incluídas neste trabalho são 11 instituições municipais de ensino fundamental localizadas no distrito de Almofala e assim distribuídas: duas no centro de Almofala, uma no Alto Alegre, uma no Barro Vermelho, uma no Sítio Alegre, três em Torrões, uma na Camboa da Lama, uma em Lameirão e outra no Sítio Urubu.

Para alcançar os objetivos almejados, houve aplicações de questionários mistos, ou seja: objetivo quanto a questões sobre o perfil do professor e subjetivo nas perguntas de avaliação.

A aplicação do questionário foi realizada durante reunião de planejamento dos professores, fomentada pela Secretaria de Educação do Município de Itarema. Antes da aplicação dos questionários, o objetivo do trabalho foi explanado ao grupo de professores, estes receberam orientações para o preenchimento e tiveram a presença do responsável pela aplicação para o esclarecimento de eventuais dúvidas. As respostas das questões objetivas serão mostradas na forma de porcentagem e as subjetivas foram separadas por questões e em pequenos grupos, onde os respondentes expressaram opiniões semelhantes ou parecidas e então foi verificado qual opinião prevalece no corpo docente das escolas da região. A amostra utilizada foi de 63,72%, n= 65 professores.

2. Discussão e Resultados

Com os dados das questões objetivas pode-se traçar um perfil do professor de Almofala do ano de 2002: sexo feminino (70%, n=46), tem entre 20 e 29 anos (56,9%, n=37), está cursando pedagogia em regime especial oferecido pela Universidade Estadual do Ceará e ensina a mais de 5 anos (53,8%, n=35).

87,7% (n=57) dos professores consideram a Educação Ambiental realizada pelo TAMAR, em Almofala, um bom trabalho, muito importante, proveitoso, satisfatório, ótimo ou excelente.

66% (n=43) dos respondentes já levaram alguma turma para conhecer a base do Projeto, 39 deixaram bem claro que gostaram das atividades realizadas, nenhum comentou falhas ou não ter gostado da visita e apenas 3 não citaram qual atividade, mas falaram sobre o conteúdo trabalhado, demonstrando que houve uma excelente aceitação da corpo docente a respeito das atividades informais realizadas no museu Aruanã. O contato direto com tartarugas marinhas vivas foi lembrado como um dos momentos de maior interesse e satisfação da visita à base do Projeto.

Quanto às atividades realizadas nas escolas, 46% (n=30) não lembravam de alguma aplicação em sua turma. Este número elevado é devido a equipe de trabalho ser pequena e o número de alunos muito grande, portanto, a prática no ambiente escolar torna-se bastante limitada.

96,6% (n=63) têm interesse de participar de seminários sobre preservação ambiental. Este dado revela uma grande abertura para a reutilização da prática, que foi avaliada como "ótima" por todos os respondentes que já haviam participado.

95,4% (n=62) dos professores declararam que costumam conversar sobre Meio Ambiente com seus alunos. Pode-se inferir que o trabalho de Educação Ambiental realizado pelo Projeto TAMAR em Almofala contribuiu para alertar os professores a respeito da importância de trabalhar o tema Meio Ambiente com os alunos, pois os 3 professores que deram resposta negativa à esta pergunta nunca levaram alguma turma para visitar a base do Projeto e também não participaram de seminários.

Este pequeno número é um indicador positivo na avaliação, pois mostra que a preservação das tartarugas marinhas não está mais sendo tratada como um problema pela comunidade, mas sim como prática já incorporada pela comunidade.

Quanto às sugestões para redução dos problemas ambientais, 33,84% (n=22) reconheceram que a conscientização da população é a saída para os problemas. Podemos interpretar como um sucesso do trabalho do TAMAR na comunidade e ao mesmo tempo uma abertura para a continuidade das atividades.

Os professores ofereceram sugestões para melhorar o aprendizado dos estudantes de Almofala, e todas foram relacionadas à continuidade das atividades, porém de forma mais freqüente e inovadora.

Quando questionados se estavam feliz em sua profissão, 95% (n=62) responderam que sim e expressaram satisfação em estar colaborando na formação de novos cidadãos.

4. Conclusões

A proporção da quantidade de tartarugas marinhas abatidas, nesta área de trabalho, está reduzida a praticamente zero. Este fato deve-se principalmente ao temor dos pescadores de serem flagrados, pois em sua maioria, são pessoas de idade madura e super valorizadores das tradições, dos costumes e crenças da comunidade, portanto pouco receptivos à novas idéias, entre elas a proibição da pesca de tartarugas marinhas.

Acredita-se que as gerações de pescadores que estão sendo formadas em contato com as atividades de educação do Projeto TAMAR terão atitudes a favor da preservação das tartarugas marinhas e agirão desta forma conscientes da importância ecológica da espécie no ambiente e da sua responsabilidade em preserva-las.

Certamente os professores que responderam ao questionário têm o programa de Educação Ambiental desenvolvido pelo Projeto TAMAR em Almofala como um importante trabalho que está tendo êxito na conscientização da comunidade. Eles mesmos já são frutos deste programa.

5. Referências Bibliográficas

DIAS, G. F. Educação Ambiental – princípios e práticas. 3ª ed. São Paulo: GAIA , 1992. 400p.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Assim Nasceu o Projeto TAMAR/Fundação Pró-TAMAR. Salvador: A Fundação, 2000. 93p. il.

LIMA, E. H. S. M. Helping the People help the turtles: The work of Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Brazil. Marine Turtle Newsletter n° 91, 2001. pp 7-9.

MATSUSHIMA, Kazue *et al.* Educação Ambiental: guia do professor de 1° e 2° graus. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1987

OLIVEIRA, E. M. Educação Ambiental; uma possível abordagem. 2ª ed. Brasília: IBAMA. 2000. 150 p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ECOLOGIA REPRODUTIVA E ESTIMATIVA DE NINHOS DA TARTARUGA VERDE- ARUANÃ - *CHELONIA MYDAS* (LINNAEUS, 1758) (TESTUDINES, REPTILIA) NA ILHA DA TRINDADE – ESPÍRITO SANTO - BRASIL

LUCIANA MAGNABOSCO DE PAULA MOREIRA

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Biologia Animal) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito para a obtenção do grau de Mestre em Ciências Biológicas

Vitória – ES - Brasil
2003

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

2003

UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO DE CIÊNCIAS HUMANAS E NATURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

ECOLOGIA REPRODUTIVA E ESTIMATIVA DE NINHOS DA TARTARUGA VERDE- ARUANÃ - *CHELONIA MYDAS* (LINNAEUS, 1758) (TESTUDINES, REPTILIA) NA ILHA DA TRINDADE – ESPÍRITO SANTO - BRASIL

LUCIANA MAGNABOSCO DE PAULA MOREIRA

Orientador: Prof. Dr. Agnaldo Silva Martins
Co-Orientadora: Dr. Karen Bjorndal

Vitória – ES - Brasil
2003

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

2003

Dados Internacionais de Catalogação-na-publicação (CIP)
(Biblioteca Central da Universidade Federal do Espírito Santo, ES, Brasil)

M838e

Moreira, Luciana Magnabosco de Paula, 1963-
Ecologia reprodutiva e estimativa de ninhos da tartaruga verde aruanã *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) (Testudines, reptilia) na Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil / Luciana Magnabosco de Paula Moreira. – 2003.
63 f. : il.

Orientador: Agnaldo Silva Martins.
Co-Orientadora: Karen Bjorndal.
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Humanas e Naturais.

1. Tartaruga marinha - Reprodução. 2. População - Pesquisa. 3. Ilhas. 4. Trindade, Ilha da (ES). I. Martins, Agnaldo Silva. II. Bjorndal, Karen. III. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro de Ciências Humanas e Naturais. IV. Título.

CDU: 57

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

AGRADECIMENTOS

Á Marinha do Brasil - 1° Distrito Naval pelas oportunidades concedidas e apoio dispensados a toda equipe do Projeto TAMAR nas viagens e permanência na ilha da Trindade.

À Coordenação do TAMAR, Nacional - Guy e Neca Marcovaldi e Regional - Joca Thomé e Cecília Baptistotte, pela confiança depositada para a execução deste trabalho.

À Karen Bjorndal, Alan Bolten e Manjula Tiwari pela recepção e estadia na Flórida no desenvolvimento do plano de trabalho e pelo carinho na troca de e-mails de todas as valiosas orientações para execução deste trabalho.

Á Agnaldo Silva Martins pela orientação, paciência e disponibilidade.

Aos colegas do TAMAR, executores de bases, Toninho pela troca de opiniões e disposição para discutir dados, Juarez e Denise pela compreensão em executar tarefas além das já planejadas.

Aos coletores de dados na ilha da Trindade, estagiários e colaboradores pela disposição e perseverança nas longas carebadas.

A Paulo Barata, eterno colaborador, pela incansável limpeza dos dados.

Aos colegas do TAMAR de Regência, Hélio e Gleusiane, da Confecção pró-TAMAR pelo auxílio com as imagens, Aurélia, Geisa, Eneida, Rosana e Xuxu da área contábil pelo apoio e carinho no dia a dia, Perut da Conserve pela lembrança dos conceitos matemáticos e a todos funcionários da família TAMAR.

Ao querido e sempre disposto Jack Frazier, por sua atenção e envio de bibliografias.

A todos os colegas do mestrado, em especial a Péricles por sua disposição e atenção na solução das dúvidas, Roberto e Gerusa pelos bons momentos nas coletas no manguezal.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS ..... *IV*
ÍNDICE DE FIGURAS ..... *VI*
ÍNDICE DE TABELAS ..... *VIII*
RESUMO ..... *IX*
ABSTRACT ..... *X*

INTRODUÇÃO 1

MATERIAL E MÉTODOS 9
Área de estudo 9
Amostragem 11
Comprimento do casco 13
Ocorrência de desova 13
Marcação 14
Número de ovos 14
Estimativa do número de ninhos 15
Processamento dos dados 16
Intervalo internidal 17
Intervalo de Remigração 17
Fidelidade de praia 17
Estimativa do número de ninhos 18
Análises estatísticas 19

RESULTADOS E DISCUSSÃO 20
Padrões temporais 20
Sazonalidade reprodutiva 20
Intervalo internidal 26
Intervalo de remigração 28
Variações de comprimento do casco 31
Número de ovos 33
Padrões Espaciais 36
Fidelidade de praia 36
Estimativa de número de ninhos 46

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 56

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Aspecto Geral de *Chelonia mydas* estudada na Ilha da Trindade.... 6

Figura 2 - Mapa do Atlântico Sul ocidental e Ilha da Trindade..... 10

Figura 3 - Percentual de atividade quinzenal de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1994/95, 1995/96 e 1999/2000 na ilha da Trindade..... 21

Figura 5 - Número de ocorrências quinzenais de *Chelonia mydas* por temporada na ilha da Trindade..... 22

Figura 5 - Digrama Climático da Estação Meteorológica da ilha da Trindade.... 25

Figura 6 - Freqüência relativa de médias de intervalos internidais de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1991/92, 1993/94, 1994/95, 1995/96, 1998/99, 1999/2000 na ilha da Trindade..... 27

Figura 7 - Freqüência relativa do intervalo de remigração de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade nas temporadas de 1982 a 2002 (N=202)..... 30

Figura 8 - Freqüência relativa por classe de comprimento (cm) de fêmeas de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade amostradas entre 1982 e 2002. (N=2589)..... 32

Figura 9 - Freqüência absoluta do número de ovos por ninho de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade nas temporadas de 85/86, 93/94, 94/95 e 95/96 (N=167).. 34
.....

Figura 10 - Correlação linear do número de ovos por ninho com o comprimento curvilíneo do casco de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade nas temporadas de 85/86, 93/94, 94/95 e 95/96 (N=85)..... 35

Figura 11 - Fidelidade relativa de ocorrência das fêmeas de *Chelonia mydas* por praia entre as temporadas de 1982 á 2002 na ilha da Trindade (N=1760)..... 39

Figura 12 - Vista geral da praia dos Andradas, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 41

Figura 13 - Vista geral da praia das Tartarugas, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 41

Figura 14 - Vista geral da praia do Túnel, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 42

Figura 15 - Vista geral da praia do Príncipe, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 42

Figura 16- Vista geral da praia da Calheta, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 43

Figura 17 - Vista geral da praia do Parcel, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 43

Figura 18- Vista geral da praia dos Portugueses, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 44

Figura 19 - Vista geral da praia dos Cabritos, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 44

Figura 20 - Vista geral da praia da praia Ponta do Túnel, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil..... 45

Figura 21 - Ocorrências relativas de *Chelonia mydas* por praia amostradas diurnamente na temporada de 1999/2000 na ilha da Trindade..... 47

Figura 22 - Exemplos de gráficos obtidos de número de ocorrências através do modelo de regressão aditiva generalizada para as temporadas 1985/86 e 1991/92 para as praias de Tartarugas e Andradas..... 50

Figura 23 - Estimativa do número de ocorrências de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1985/86 à 1999/2000 para as praias de Tartarugas e Andradas através do modelo de regressão aditiva generalizada na ilha da Trindade..... 54

Figura 24 - Estimativa do número de ninhos de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1985/86 à 1999/2000 para as praias de Tartarugas e Andradas através do modelo de regressão aditiva generalizada na ilha da Trindade..... 55

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 – Tabela de esforço amostral de informações reprodutivas de *Chelonia mydas*, nas diferentes temporadas trabalhadas na ilha da Trindade.... 12

Tabela 2 - Médias dos intervalos internidais realizados pelas fêmeas de *Chelonia mydas* em distintas colônias reprodutivas no Atlântico..... 28

Tabela 3 - Caracterização das principais praias de desova da ilha da Trindade..... 40

Tabela 4 - Classificação dos rastros de *Chelonia mydas* obtido nas amostragens noturnas realizadas nas quatro principais praias na temporada reprodutiva 1999/2000 na ilha da Trindade..... 46

Tabela 5 - Distribuição de número de ocorrências, percentuais e número de ninhos estimados de *Chelonia mydas* obtido nas amostragens noturnas realizadas nas quatro principais praias na temporada reprodutiva 1999/2000 na ilha da Trindade..... 48

Tabela 6: Valores obtidos com o teste de Spearman comparando os percentuais de ninhos nas quatro principais praias na temporada reprodutiva 1999/2000 na ilha da Trindade..... 48

Tabela 7: Valores das estimativas do número de ninhos para duas, três, sete e nove praias para as temporadas reprodutivas de 1985/86, 1991/92, 1993/94,1994/95,1995/96, 1998/99 e 1999/2000 na ilha da Trindade 51

Tabela 8: Número de ninhos de *Chelonia mydas* em distintas colônias reprodutivas no Atlântico..... 52

RESUMO

Este trabalho apresenta a Ilha da Trindade (20º 30' S, 29º 19'W) como a principal área de desova para a tartaruga verde, *Chelonia mydas* de todo o Brasil. Foram analisados dados reprodutivos coletados pelo Projeto TAMAR/IBAMA de 1982 até 2002. Durante a estação reprodutiva (novembro a maio) 3.157 fêmeas reproduzindo nesta área foram marcadas durante este período. O pico de atividade reprodutiva foi em Janeiro e Fevereiro. O mais freqüente período internidal foi de 13 dias. O tamanho da desova variou de 30 a 250 (média de 124 ovos). A maioria das fêmeas analisadas possuía intervalos de remigração reprodutiva de três anos. O comprimento da carapaça das tartarugas desovando na Ilha da Trindade variou de 90 a 144 cm (média de 114 cm). Uma pesquisa de número de ninhos foi realizada entre sete de dezembro de 1999 e quatro de abril de 2000. Nove praias compreendendo 2,9 km foram patrulhadas diariamente pela manhã e a emergência das fêmeas foi contada. Um total de 90,92% das emergências foi amostrado em quatro praias, que foram também patrulhadas uma vez por semana á noite. Durante este período foram estimados 11.013 emergências de fêmeas e 5.176 ninhos. Estes resultados sugerem que a Ilha da Trindade possui uma população de tartaruga verde muito importante para o Atlântico Sul.

ABSTRACT

REPRODUCTIVE ECOLOGY AND ESTIMATE OF GREEN TURTLE, *CHELONIA MYDAS,* NESTS AT TRINDADE ISLAND – ESPÍRITO SANTO - BRASIL

This work establishes Trindade Island (20º 30' S, 29º 19'W) as the main nesting ground for the green sea turtle, *Chelonia mydas*, in Brazil. We analysed reproductive data collected by the Projeto Tamar/IBAMA from 1982 to 2002. During the nesting season (November to May), 3157 females were tagged reproducing on Trindade beaches**.** Nesting activity peaked in January and February. The most frequently recorded internesting period was thirteen days. The clutch size ranged between 30-250 (average 124 eggs). The majority of females had a reproductive remigration interval of 3 years. The carapace length of green turtles nesting in Trindade Island ranged from 90 to 144 cm (average 114cm). A survey of nest numbers was carried out between December 7th 1999, and April 4th 2000. Nine beaches, comprising 2,9 km, were patrolled daily in the early morning and female emergences were counted. A total of 90,92% of the female emergences were recorded in four beaches, which were also patrolled once a week at night. During this period was estimated 11.013 female emergences and 5.176 nests. These results suggest that Trindade Island has a very important green turtle nesting site in the South Atlantic.

INTRODUÇÃO

As tartarugas têm atraído diversas culturas desde a antiguidade. Em mitos antigos e lendas, as tartarugas estão associadas aos símbolos de força, estabilidade e sabedoria. (Wing & Reitz, 1982). Promovendo sustentabilidade econômica, nutricional e espiritual para sociedades humanas ao redor do mundo, elas são parte de uma fábrica cultural de muitas comunidades costeiras (Molina, 1981, Frazier, 1999).

As tartarugas marinhas pertencem a mais antiga linhagem de répteis vivos, aparecendo pela primeira vez há mais de 200 milhões de anos atrás, no Triássico (Lutz & Musick, 1997).

Nos últimos duzentos anos, uma combinação particular de fatores como a sobrepesca comercial, a captura acidental, a destruição de habitats críticos de alimentação, de nidificação e de repouso e mais recentemente, a poluição dos mares, conseguiram subjugar a capacidade das tartarugas em manter os seus números populacionais. Hoje são escassas as populações de tartarugas marinhas não afetadas. A maioria encontra-se em declínio, freqüentemente a níveis críticos, e muitas populações já se extinguiram (IUCN, 1995).

A Ordem Testudines agrupa todas as tartarugas marinhas existentes, possuindo duas Famílias: Dermochelydae e Cheloniidae (Bowen et al., 1993a).

Cinco espécies de tartarugas marinhas ocorrem em águas brasileiras, reproduzindo-se ou alimentando-se: a tartaruga-cabeçuda ***Caretta caretta*** (Linnaeus, 1758), a tartaruga-verde ***Chelonia mydas*** (Linnaeus, 1758), a tartaruga-de-pente ***Eretmochelys imbricata*** (Linnaeus, 1756), a tartaruga-gigante ***Dermochelys coriacea*** (Linnaeus, 1750) e a tartaruga-comum ou xibirro,

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Lepidochelys olivacea (Eschscholtz, 1829). (Marcovaldi & Marcovaldi, 1985; Marcovaldi, 1987; Baptistotte, 1995).

Todas as espécies que ocorrem no Brasil estão classificadas como *Ameaçadas* ou *Vulneráveis* na Lista Vermelha da IUCN (União Mundial para a Conservação da Natureza - The World Conservation Union). Todas integram o apêndice I do CITES (Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Selvagem – Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna) e todas integram também os apêndices I e H da Convenção sobre a Conservação das espécies Migratórias de Animais Selvagens, conhecida como a Convenção de Bonn (Convention for the Conservation on the Migratory Species of Wild Animals) (IUCN, 1995; Baillei & Groombridge, 1996).

No início dos anos 80, pressões internacionais exigiram do Brasil a implantação de leis e projetos conservacionistas da fauna marinha. Foi então criado pelo governo brasileiro o Programa Nacional de Conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil conhecido como Projeto TAMAR, executado pelo IBAMA em parceria com a Fundação pró-TAMAR. O Projeto TAMAR conquistou prestígio e credibilidade sendo reconhecido nacional e internacionalmente pelo sucesso da ação preservacionista e a importância no papel social que exerce nas comunidades onde atua. Atualmente, o Projeto Tamar opera 21 bases monitorando cerca de 1.100 km de praia na costa e três ilhas oceânicas brasileiras: Ilha da Trindade, Arquipélago Fernando de Noronha e Atol das Rocas (Marcovaldi & Laurent, 1996; Marcovaldi & Marcovaldi, 1999).

O ciclo de vida das tartarugas marinhas compreende grandes migrações de áreas de alimentação para áreas de reprodução e é bastante similar para todas as espécies (Miller, 1997).

O acasalamento ocorre no mar, em frente à praia de desova ou a centenas de quilômetros de distância do local de postura da fêmea (Limpus, 1993).

As fêmeas de tartarugas marinhas emergem do mar à noite para desovar em praias arenosas e as evidências de sua emergência permanecem na areia na forma de rastros e camas (crateras de cerca de 0,5 m de profundidade que a tartaruga cria durante o processo de desova). Estas emergências não resultam sempre em ninhos; por uma variedade de razões, as tartarugas retornam para o oceano sem depositar uma desova.

Os ciclos reprodutivos podem ser anuais, bianuais, trianuais ou irregulares. O intervalo entre dois períodos reprodutivos é definido como intervalo de remigração. Este período varia entre espécies e entre populações da mesma espécie, podendo aumentar ou diminuir devido à quantidade e qualidade de alimento, mudanças ambientais e distância das áreas de alimentação e reprodução (Bjorndal, 1980).

Durante a mesma temporada reprodutiva as tartarugas podem realizar várias posturas. O número de postura varia entre espécies e entre populações da mesma espécie. O período entre duas desovas é denominado *intervalo internidal*. (Hirth, 1980, Hirth, 1997).

As estimativas de maturação sexual para *Chelonia mydas* variam de 26 a 36 anos no Atlântico (Frazer & Ladner, 1986; Frazer & Ehrhart, 1985), 30 no Arquipélago do Hawai (Zug *et. al.,* 2002) e 30 a 40 na Austrália (Limpus & Walter,

1980; Limpus & Chaloupa, 1997). Ao atingirem a maturidade sexual, as tartarugas realizam a migração para áreas de reprodução (Owens, 1980; Miller, 1995).

Após um período de incubação os ovos eclodem, freqüentemente durante a noite e os filhotes se deslocam para o mar. Uma lacuna nas descobertas científicas existe na determinação do período compreendido entre o momento em que os filhotes recém-nascidos migram para ambientes pelágicos e o momento do retorno como juvenis para áreas de alimentação costeira, sendo chamado de “ano perdido” (Carr, 1982). Atualmente é denominada “década perdida” (Bolten & Balazs, 1995).

A temperatura é um fator crucial, influenciando diretamente as taxas de proporções sexuais, a atividade no interior do ninho, o tempo de incubação dos ovos (varia de 50 e 60 dias), a emergência dos filhotes, a atividade, o crescimento, a sobrevivência, a hibernação, o intervalo internidal das fêmeas e a distribuição geográfica da espécie (Mrosovsky, 1980, 1988; Davenport, 1997).

As tartarugas marinhas normalmente realizam as desovas em uma mesma área. Carr (1975) utilizou os termos filopatria (philopatry) para designar a fidelidade de retornos a uma mesma região e fidelidade de praia (site fidelity) para designar os retornos a locais específicos nas praias de desova. Os trabalhos que envolveram a análise do DNA mitocondrial reforçam esta hipótese de fidelidade à praia de nascimento *(*Bowen *et al*., 1994).

Além da fidelidade ao sítio reprodutivo foi observada em alguns casos a fidelidade aos sítios de alimentação (Mortimer & Carr, 1987).

Lohmann & Lohmann (1994) sugeriram que a orientação das tartarugas marinhas se dá da mesma forma para indivíduos adultos e filhotes. Esta

orientação pode ser devido ao reconhecimento químico da água (Kock *et al.,* 1969), a percepção de alguns estímulos como a direção da propagação das ondas (Salmon & Lohmann, 1989), ou a orientação pelo senso magnético (Lohmann & Lohmann, 1994).

Chelonia mydas são omnívoras enquanto filhotes e vão se tornar herbívoras conforme vão adquirindo um comprimento de 20 a 35 cm, sendo a única espécie de tartaruga marinha com este comportamento alimentar (Wood & Wood, 1981; Bjorndal, 1985; Bjorndal, 1997; Brand et al., 1999). As tartarugas verdes alimentam-se de algas e de monocotiledôneas marinhas, havendo uma predominância de um dos itens quando ambos estão disponíveis (Bjorndal & Bolten, 1988; Brand et al. 1999). No Brasil, os trabalhos de Ferreira (1968) e Sazima & Sazima (1983) indicam uma dieta baseada em algas marinhas.

Chelonia mydas (Figura 1) é conhecida popularmente como tartaruga verde. Pesa cerca de 230 kg e pode atingir um comprimento de 1,40 m de carapaça (Carr, 1952). Seu casco possui quatro pares de escudos costais, um par de escudos pré-frontais e 4 pares de escudos pós-orbitais. Sua coloração na carapaça dorsal é preta em filhotes, tornando-se marrom com um padrão rajado nos juvenis e bastante variável nos adultos (marrom, camurça e outros tons de coloração terra, plano, rajado ou manchado). Ventralmente o plastrão é branco nos filhotes e amarelado nos adultos (Eckert *et. al.*,1999).

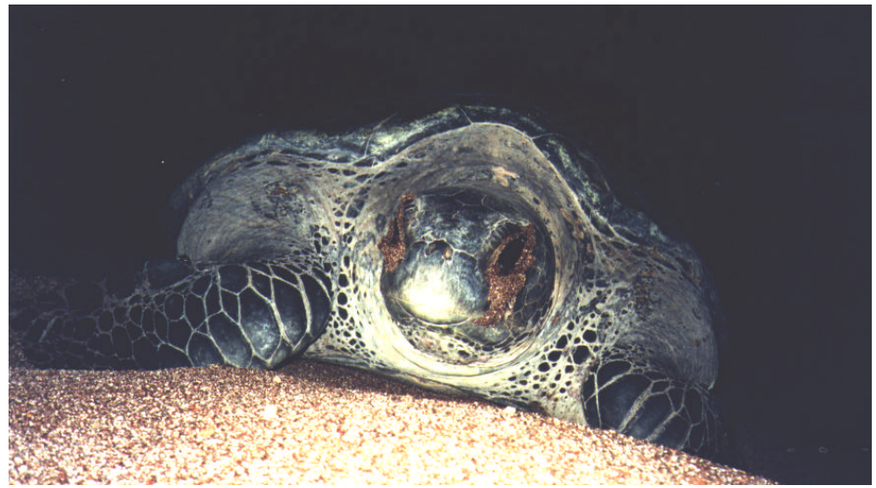


Figura 1 – Aspecto Geral de *Chelonia mydas,* estudada na Ilha da Trindade.

No Atlântico, as principais áreas de desova de *Chelonia mydas* encontram-se na Costa Rica (Bjorndal *et al*., 1999); Ilha de Ascension, Reino Unido (Godley *et al*., 2001); Galibi, Suriname (Schulz, 1975; Mahadin em Ogren, 1989; Weijerman *et al*.,1998); Ilha das Aves, Venezuela (Sole & Medina, 1989); ilha de Poilão, arquipélago de Bolama-Bijagós, Guine Bissau (Fortes *et al.,* 1998); ilha de Bioko, Guiné Equatorial (Tomas *et. al*, 1999) e Ilha da Trindade, no Brasil (Fillippini & Bulhões, 1988; Moreira *et al.,* 1995).

Pesquisas em praias de desova são freqüentemente utilizadas para estimar a magnitude do *status* das populações de tartarugas marinhas (Shoroeder & Murphy, 1999). Cada vez que uma fêmea de tartaruga emerge da água para conduzir um esforço de desova (atividade reprodutiva) é criado um distinto grupo de rastros na areia; com um rastro ascendente para algumas tentativas de escavação abortadas ou bem-sucedidas posturas e um rastro descendente de retorno ao mar. Pela contagem de rastros ascendentes e descendentes é possível inferir quantas atividades com ninhos ocorreram.

As tartarugas marinhas no Brasil sofreram e ainda sofrem muitas pressões antrópicas. Conhecer parâmetros da biologia reprodutiva da tartaruga verde da Ilha da Trindade pode contribuir muito para a conservação destes animais no Brasil. Dados desta natureza são inéditos e nos darão uma maior compreensão da biologia da espécie.

Este trabalho tem como objetivo avaliar aspéctos reprodutivos das fêmeas da tartaruga verde *Chelonia mydas*, na Ilha da Trindade como sazonalidade, intervalo internidal, intervalo de remigração, variações de tamanho de

comprimento do casco, fidelidade de praia de dados coletados entre as temporadas de 1982 a 2002 e estimativa do número de ninhos para a temporada reprodutiva de 1999/2000 e anos anteriores amostrados pelo Projeto TAMAR.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A ilha da Trindade está localizada na porção leste da cadeia submarina Vitória-Trindade (20°30'S, 29°20'W), distante 620 milhas náuticas (1160 quilômetros) da costa do estado do Espírito Santo e a 48 quilômetros do arquipélago de Martim Vaz. Possui seis quilômetros de comprimento com uma área de 9,28 km², fortemente acidentada, com elevações que atingem 600 metros no pico "Desejado" (Figura 2). Suas rochas são lavas e intrusões fortemente sódico-alcalinas e subsaturadas em sílica, e piroclastos diversos. Recifes de algas, estreitas praias e dunas muito locais, reduzidos depósitos fluviais à beira-mar e diversos cones e aventais de talude é o que existe nessa ilha quase inteiramente constituída de rochas vulcânicas e subvulcânicas. É o único local em território brasileiro em que ainda se pode reconhecer parte de um cone vulcânico. (Almeida, 2000). Sua origem data de aproximadamente 3 a 3,5 milhões de anos (Almeida, 1961; Greenwood, 1998). Estima-se que a última erupção vulcânica ocorreu há aproximadamente 50 mil anos.

O clima é do tipo oceânico tropical, amenizado pelos ventos alísios de leste e sudeste. Sua temperatura média anual é de 25,2° C, sendo o mês de fevereiro o mais quente do ano (30,2° C), e o de agosto o mais frio (17,3° C). Quase todos os dias, principalmente no verão, ocorrem rápidas precipitações de chuvas, em geral com menos de 5 minutos, que recebem a denominação local de "Pirajá". Entre os meses de abril e outubro, a ilha sofre invasões periódicas de frentes frias, provindas do pólo sul, que duram geralmente uma semana. (DHN, 1968).

As águas que circundam a ilha são pertencentes à corrente do Brasil, com alta salinidade (37 ppm) e alta temperatura (27° C) (DHN, 1968), sendo sua ictiofauna de grande interesse biogeográfico, representado por 97 espécies pertencentes a 44 famílias (Gasparini & Floeter, 2001).

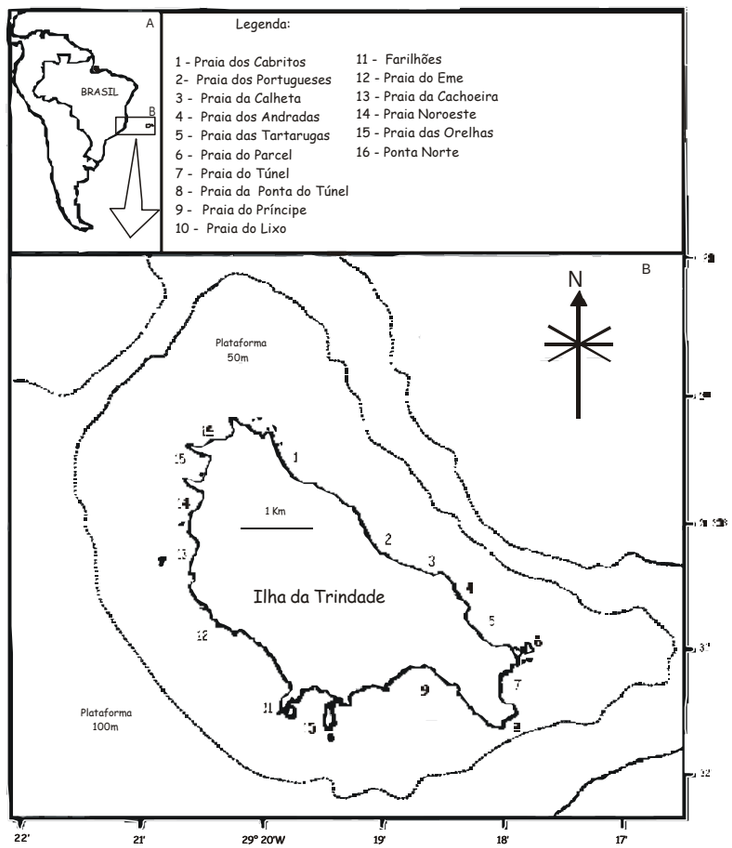


Figura 2 - A - Mapa do Atlântico Sul ocidental B - ilha da Trindade (20º 30' S, 29º 19'W), uma formação vulcânica a cerca de 1.160 km da costa brasileira.
Adaptado de Gasparini & Floeter, 2001.

Amostragem

Monitoramentos foram conduzidos a pé. As amostragens foram realizadas no turno noturno quando o intuito era de flagrar fêmeas em processo de desova e realizar atividades que dependiam do contato direto com o indivíduo (efetuar a marcação e medição do comprimento e largura curvilíneos do casco). No período diurno, as amostragens foram realizadas quando não havia necessidade da presença de fêmeas desovantes para efetuar as observações (coleta de dados de contagem e classificação dos rastros e abertura de ninhos para contabilização do número de ovos). Os rastros puderam ser visualmente identificados em relação à presença de camas e camuflagem (disfarce do ninho com cobertura de areia em torno de 2,5 m de comprimento). O esforço de monitoramento das amostragens na ilha da Trindade foi proporcional ao número de técnicos e quantidade de noites amostradas em cada praia. Uma descrição deste esforço pode ser melhor observada na Tabela 1.

Os dados foram divididos em temporadas reprodutivas, que correspondem ao período de atividade das fêmeas na praia e nascimento dos filhotes. Três temporadas obtiveram um monitoramento completo, considerando que os meses de novembro e maio concentram uma atividade inferior a 5%. Foram utilizados dados reprodutivos de fêmeas adultas de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade obtidos entre os anos de 1982 a 2002 para análise de parâmetros amostrados e caracterização populacional. Estes dados foram obtidos pelo Projeto TAMAR – IBAMA, fazendo parte do banco de dados nacional desta entidade de pesquisa, cedidos para o objeto deste estudo.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Tabela 1: Esforço de monitoramento nas diferentes temporadas amostradas na ilha da Trindade

	82/83	85/86	89/90	91/92	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	01/02
Número de ocorrências registradas	351	722	122	3008	505	3026	5483	1186	39	2006	10417	82
Época trabalhada	17/12 – 14/02	18/02 - 12/04	13/03 - 17/03	19/01 - 26/05	11/04 - 20/07	26/10 – 01/07	06/10 – 23/05	14/12 – 13/02	02/01 – 11/02	05/12 – 03/02	05/12- 04/04	18/02- 02/03
Número de fêmeas registradas	5	186	18	404	73	366	430	125	2	256	85	18
Número de ninhos amostrados	-	51	-	-	57	25	105	-	-	-	-	-
Registros com biometria	10	1326	69	465	76	916	930	719	33	444	293	76
Número de praias amostradas	2	7	4	7	5	7	8	8	2	9	9	4
Praias amostradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas	Andradas
	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas	Tartarugas
		Túnel		Túnel	Túnel	Túnel	Túnel	Túnel		Túnel	Túnel	Túnel
		Príncipe	Príncipe	Príncipe	Príncipe	Príncipe	Príncipe	Príncipe		Príncipe	Príncipe	
		Parcel		Parcel	Parcel	Parcel	Parcel	Parcel		Parcel	Parcel	
			Calheta	Calheta			Calheta	Calheta		Calheta	Calheta	Calheta
				Portugueses		Portugueses	Portugueses	Portugueses		Portugueses	Portugueses	
		Cabritos				Cabritos	Cabritos	Cabritos		Cabritos	Cabritos	
		Pta. Túnel					Pta. Túnel	Pta. Túnel		Pta. Túnel	Pta. Túnel	
Número de técnicos realizando amostragens por bimestre	2	2	2	4	2	2	3	2	1	2	3	2
Dias amostrados com registros	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	120	7
Noites amostradas com registros	10	38	5	123	67	165	190	49	19	43	68	14

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

A metodologia de registro de variáveis e informações durante o processo de amostragem é descrita a seguir.

Comprimento do casco

A medida de comprimento curvilíneo do casco foi obtida com uma fita métrica metálica flexível com precisão de 0,5 cm. O comprimento do casco é a medida ao longo da carapaça desde a borda externa do escudo nucal até a borda externa do escudo supracaudal (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). Foram calculadas as médias do comprimento do casco para cada temporada e para o conjunto de dados. Para comparar o comprimento do casco com outros sítios reprodutivos, onde o parâmetro é calculado através da medida retilínea, a padronização foi feita segundo Hirth (1980), acrescentando quatro unidades no comprimento retilíneo em comparação com o comprimento curvilíneo.

Ocorrência de desova

Neste trabalho, cada saída do mar de uma fêmea em direção à praia foi denominada de ocorrência e as ocorrências com desova foram determinadas onde a fêmea inicia o seu processo de postura. As ocorrências foram catalogadas em rastro com cama e sem desova, rastro sem cama e rastro com desova e ocorrências não identificadas. Quando uma fêmea era encontrada, procedimentos de medição e marcação (descrito abaixo) foram efetuados e seu comportamento avaliado e registrado.

Marcação

Durante as rondas noturnas as fêmeas foram abordadas para observação da presença de grampo de identificação. Caso a tartaruga já possuísse uma marca, o número de identificação era registrado e o estado geral da marca avaliado no que se refere à corrosão e legibilidade das informações; ocorrendo a troca de marcas se necessário. Se a tartaruga não possuísse nenhuma identificação, a fêmea recebia então dois grampos de liga metálica de monel e inconel (#681, National Band Company, Kentucky U.S.A) preferencialmente entre as duas primeiras escamas das nadadeiras anteriores. Cada grampo apresenta um número de identificação único e informações para correspondência. Com exceção da temporada de 1999/2000, onde era necessário comprovar a ocorrência de ninho, a marcação foi efetuada em qualquer etapa de abordagem da fêmea, pois a prioridade de marcação foi estabelecida pelo Projeto TAMAR. A marcação fornece dados de migrações e remigrações reprodutivas, fidelidade de praia, número de posturas por temporada, bem como auxiliam na coleta de sangue e pele para análises genéticas e perfil hematológico realizadas pelo TAMAR em parceria com outras Instituições de pesquisa.

Número de ovos

As desovas foram marcadas durante a postura seguindo metodologia similar a realizada no Atol das Rocas e descrita por Grossman (2001). Uma mangueira era introduzida na câmara de ovos sendo a extremidade amarrada a uma corda presa a uma estaca de madeira numerada para que a desova pudesse

ser posteriormente localizada e fossem assim contabilizados os ovos totais. Cada ninho foi identificado por um número, sendo anotado a data da postura.

A partir do 45º dia de incubação os ninhos passaram a ser observados diariamente, pela manhã ou final da tarde, visando evidenciar a data da emergência dos filhotes. O indicador de emergência dos filhotes para a superfície da areia foi a presença de um desnível no local do ninho, facilmente observado causado pelo deslocamento de areia do interior do ninho. Caso a saída dos filhotes do ninho não tivesse sido observada, pode ser comprovada através dos rastros deixados pelos filhotes na areia. No dia posterior a emergência dos filhotes o ninho foi aberto e contabilizado o número de ovos totais.

Estimativa do número de ninhos

De 05 de dezembro de 1999 a 04 de abril de 2000, foram realizadas amostragens específicas para a estimativa de ninhos na ilha da Trindade. Os dados amostrados em temporadas anteriores possuíam o objetivo de marcação e coleta de parâmetros biométricos de um maior número de fêmeas e eram insuficientes para estimar ninhos. Nove praias foram consideradas principais áreas de desova e foram amostradas diariamente para verificar rastros e semanalmente para verificar percentual de ninhos e não ninhos, sendo amostradas esporadicamente outras três para verificação de ocorrências de rastros. Duas equipes de trabalho de três integrantes cada foram responsáveis pela coleta de dados. As equipes de trabalho foram divididas em patrulhas diurnas e noturnas. As patrulhas diurnas foram realizadas entre as 5:30 e 11:00 e 16:30 e 18:30 horas e foram responsáveis pela contagem diária de rastros nas nove principais praias de

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

desova. Os rastros foram contabilizados e descaracterizados com auxílio de um rodo em diversos pontos para exclusão em contagens posteriores. As patrulhas noturnas foram realizadas entre as 18:30 e 6:30 horas, semanalmente, em cada praia que possuía ocorrências superiores a cinco e constantes ao longo da semana. Nestas patrulhas observava-se o comportamento da tartaruga em relação a postura dos ovos, tomando-se todos os cuidados para não realizar distúrbios e assim interferir no processo reprodutivo. As ocorrências foram catalogadas em rastro com cama e sem desova, rastro sem cama e rastro com desova. Em praias onde o número de ocorrências foi superior a possibilidade de classificação dos rastros, utilizou-se a proporção da amostra obtida para inferir em todas as ocorrências não identificadas. As amostras foram colhidas sempre de tartarugas que estavam em movimento ascendente na praia, para que a coleta de amostras de tartarugas que permanecem mais tempo não apresentassem uma tendência aos resultados.

Processamento dos dados

Os dados foram analisados através de um programa na linguagem Clipper desenvolvido pelo Dr. Paulo Barata, da Fundação Osvaldo Cruz, no Rio de Janeiro. Posteriormente parâmetros reprodutivos foram avaliados e descritos a seguir.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Intervalo internidal

O intervalo internidal, que representa o intervalo em dias entre uma postura e outra, foi calculado para cada fêmea marcada, entre as temporadas de 1982 e 2002. Para a medida do intervalo internidal médio foi calculada a média harmônica com os valores de 10 a 17 dias, pois segundo Hirth (1980) são os intervalos encontrados para *Chelonia mydas*. Foram excluídas desta amostra as desovas com um número inferior a 35 ovos por estarem relacionadas a desovas anormais ou divididas (Carr et al, 1978; Bjorndal et al. 1989).

Intervalo de Remigração

A duração de período entre temporadas reprodutivas é definida como intervalo de remigração (Limpus, 1985). Para calcular este intervalo foram contabilizadas as freqüências anuais de retorno de tartarugas marcadas entre as temporadas reprodutivas de 1982 a 2002, entre aquelas que retornaram em mais de uma temporada reprodutiva.

Fidelidade de Praia

Para calcular o percentual de fêmeas recapturadas nas praias (percentual de fidelidade de praia) foram contabilizadas as freqüências percentuais das tartarugas marcadas entre as temporadas reprodutivas de 1982 a 2002, que retornaram pelo menos uma vez para a mesma praia e ocorreram somente nesta praia. Foi calculado o percentual de fidelidade geral e percentual de fidelidade por praia. Para estas análises pressupõe-se que o erro decorrente de não ter recapturado alguma fêmea na mesma praia ou outra praia entre duas recapturas

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

se distribui homogeneamente. O esforço de captura foi pequeno dependendo principalmente da presença do técnico em diferentes praias.

Estimativa do número de ninhos

Para as praias onde não foi realizada a amostragem noturna de ninhos (rastro com cama e sem desova) foram utilizados percentuais de ninhos (ninhos/não ninhos + ninhos) através das médias dos percentuais das praias amostradas. Este valor foi multiplicado pelo número de ocorrências para obtenção do número de ninhos de cada praia. Para estimativa do número de ninhos nas temporadas anteriormente amostradas foi primeiramente obtido o número de ocorrências totais estimadas para as praias de Tartarugas e Andradas (praias que foram amostradas em todas as temporadas) de cada temporada usando o método de simulação *gam* ( ) uniformizado ("smooth') do software S-plus (Mathsoft, Inc., Seattle, Washington) descrito em Bjorndal et al. (1999). Para este modelo é necessária a seleção de pontos de início e término da estação reprodutiva ("endpoints") os quais foram determinados como sendo 15 de novembro e 30 de maio. Para usar estes dados avaliando tendências foi necessário assumir que a distribuição dos ninhos entre as praias e a percentagem de ninhos/não ninhos entre as praias são consistentes entre anos, utilizando assim estimativa das praias amostradas em 1999/2000. Para as temporadas com amostragens em maior número de praias foram utilizadas estimativas similares as observadas nas respectivas praias amostradas em 1999/2000.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Análises estatísticas

Foram utilizadas análises estatísticas segundo método de Chi-quadrado (para verificar se existiam diferenças significativas entre as categorias ninhos e não ninhos e entre ninho com cama e ninho sem cama entre as praias), teste de Spearman (para verificar diferenças estatísticas entre os percentuais de ninhos para cada amostra semanal nas quatro praias) e Regressão Linear Simples para correlacionar o número de ovos com o comprimento do casco das fêmeas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Padrões temporais

Sazonalidade Reprodutiva

A Figura 3 mostra a freqüência relativa da atividade reprodutiva relacionada com um período quinzenal nas temporadas de 1994/95, 1995/96 e 1999/2000, que possuíram uma maior cobertura amostral. O período de atividade estendeu-se da primeira quinzena de novembro até a segunda quinzena de maio. A segunda quinzena de janeiro e primeira de fevereiro concentram 38,72% da atividade reprodutiva, incluindo o "pico reprodutivo". Os meses de novembro e maio representam 0,81% da atividade total.

A Figura 4 mostra o número de ocorrências quinzenais para cada temporada reprodutiva, destacando-se com maiores patamares a temporada de 1999/2000. Ressalta-se que o esforço amostral diferiu entre temporadas (vide Tabela 1). Em algumas temporadas pode-se observar a flutuação do pico reprodutivo entre os meses de janeiro e fevereiro.

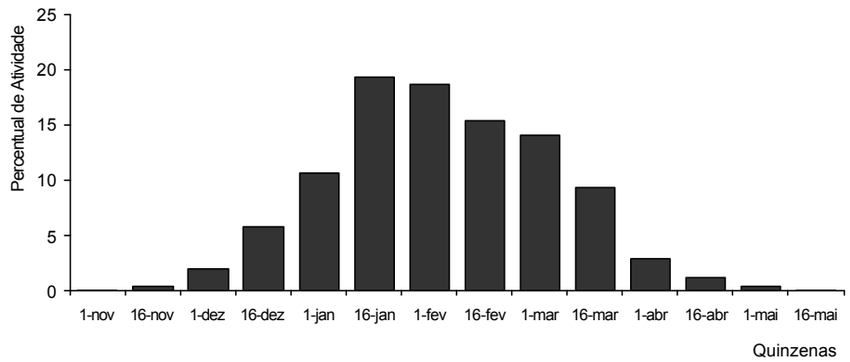


Figura 3: Atividade quinzenal relativa de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1994/95, 1995/96 e 1999/2000 na ilha da Trindade.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

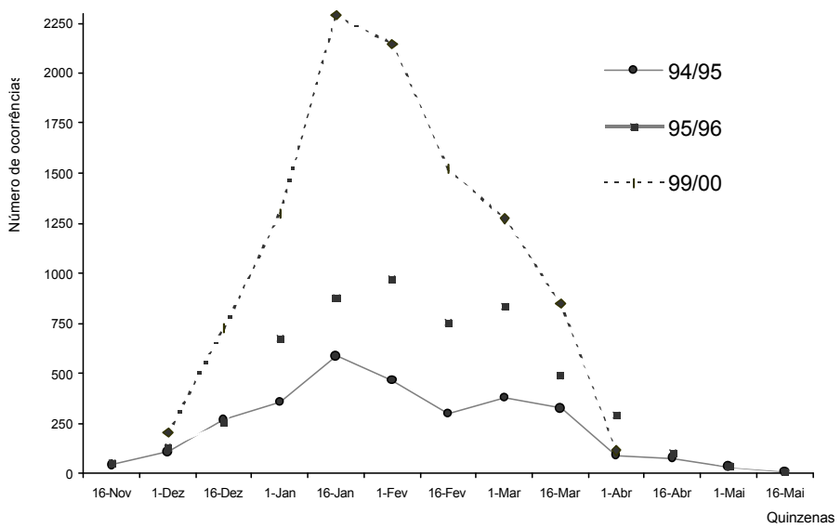


Figura 4: Número de ocorrências quinzenais de *Chelonia mydas* nas temporadas de 94/95, 95/96 e 99/00 na ilha da Trindade.

Ao redor do mundo a sazonalidade reprodutiva das tartarugas verdes é influenciada pela localização geográfica do sitio reprodutivo. Em algumas praias no Oceano Índico as desovas ocorrem durante o ano inteiro (Hirth, 1980; Miller, 1997). Nas colônias reprodutivas do Atlântico, o período de desova apresenta uma sazonalidade com picos bem demarcados (Carr et al., 1978; Hirth 1980; Mortimer & Carr, 1987; Godley et al., 2001). Hirth (1980) sugeriu que a sazonalidade reprodutiva desta espécie está associada à estação de verão. O ciclo reprodutivo das tartarugas marinhas é regulado por mecanismos fisiológicos e mudanças ambientais, sendo que os dias longos estimulam o desenvolvimento gonadal (Ehrhart, 1995). Mortimer (1981) em seus estudos na ilha de Ascension associou a sazonalidade também com o período de maior precipitação, facilitando assim a construção dos ninhos pelas fêmeas.

A sazonalidade reprodutiva das tartarugas verdes no Brasil é bem semelhante para as colônias que nidificam no Atol Rocas, Fernando de Noronha e na Ilha de Trindade, iniciando em dezembro e prolongando-se até maio ou início de junho (Grossman *et. al*., 1996; Grossman, 2001; Bellini & Sanches, 1996; Bellini *et al.,* 1996; Moreira *et al*., 1995). Através do diagrama climático da Ilha da Trindade com dados coletados pela Marinha do Brasil na estação meteorológica do Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade - POIT (Figura 5), Trindade apresenta dois períodos secos, sendo um em agosto e outro em janeiro. O último período coincide com o pico de atividade, não podendo então estar relacionado com o período mais úmido, como Mortimer sugere. Entretanto as temperaturas médias máximas estão concentradas entre os meses de novembro a abril, o que deve

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

estar relacionado ao período de maior atividade das fêmeas que desovam na Ilha da Trindade.

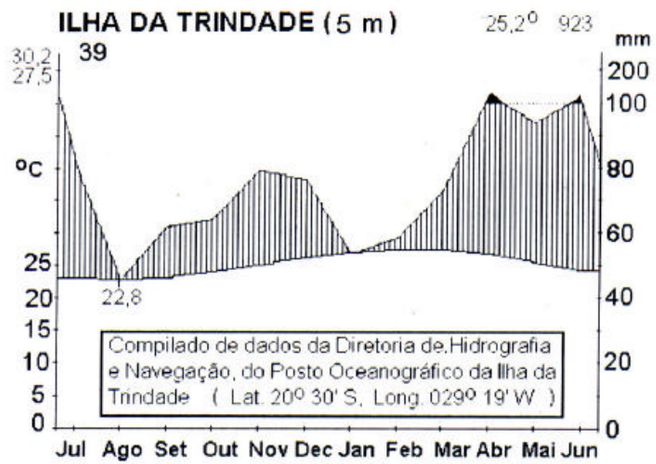


Figura 5: Digrama Climático da Estação Meteorológica da ilha da Trindade. Retirado de Alves, 1998.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Intervalo Internidal

A Figura 6 mostra a freqüência relativa de médias de intervalos internidais de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1991/92, 1994/95, 1995/96, 1998/99 e 1999/2000. Os intervalos variaram entre sete e 74 dias. A maioria dos registros está entre 12 e 15 dias, sendo a moda de 13 dias. Pode-se observar outras modas em 22, 24, 28, 30, 36, 41, 45, 50 e 63 dias. No entanto, estes períodos estão relacionados com o esforço amostral de captura da fêmea em sucessivas desovas e podem ser múltiplos de intervalos mais freqüentes. Fêmeas desovando com 13 dias de intervalo é o comportamento mais freqüente para a população que desova na ilha da Trindade, seguido pelo intervalo de 14 dias.O intervalo médio foi de 13,27 dias; sendo a amostra total de 375 indivíduos.

O intervalo internidal está associado com o estágio de produção dos ovos. Moll (1979) relatou que em tartarugas que produzem múltiplas desovas na mesma estação reprodutiva, o número de classes de tamanho dos maiores folículos dá a aproximação do número de desovas a ser produzido naquele ano. O intervalo internidal encontrado neste trabalho variou dentro de padrões identificados em outros sítios reprodutivos da tartaruga verde do Atlântico (Tabela 2). A temperatura pode influenciar no metabolismo das fêmeas resultando na variação nos intervalos internidais em distintos sítios reprodutivos (Mrosovsky, 1980). As tartarugas se deslocam para áreas próximas das praias de desova durante o intervalo de desova.

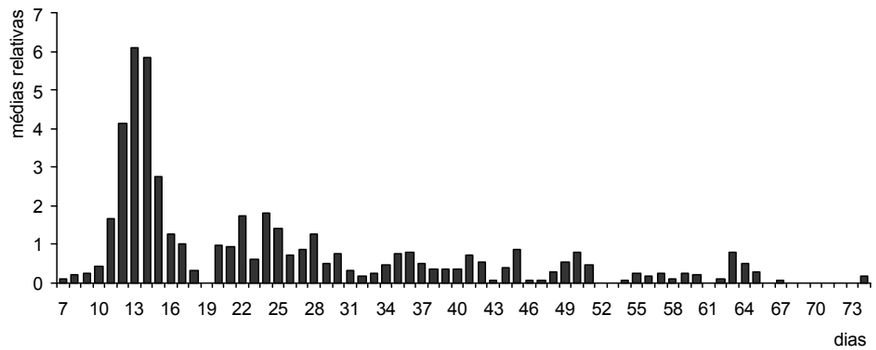


Figura 6: Freqüência relativa de médias de intervalos internidais de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1991/92, 1993/94, 1994/95, 1995/96, 1998/99, 1999/2000 na ilha da Trindade (N= 375).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Tabela 2: Médias dos intervalos internidais realizados pelas fêmeas de *Chelonia mydas* em distintas colônias reprodutivas no Atlântico e referência do trabalho.

Intervalo internidal	Local	Referência
11,85	Atol das Rocas	Grossman, 2001
12,1	Tortuguero	Carr *et. al*. , 1978
13,27	Ilha da Trindade	Este estudo
13,4	Suriname	Schulz, 1975
13,9	Ilha de Ascension	Mortimer & Carr, 1987
15,98	Ilha das Aves	Sole & Medina, 1989

Intervalo de Remigração

A Figura 7 mostra a freqüência relativa do intervalo de remigração de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1982 a 2002. O intervalo em anos entre remigrações reprodutivas na ilha da Trindade variou de 1 a 16 anos. O valor de três anos é o valor mais freqüente com cerca de 60% do total dos 202 indivíduos considerados nesta análise. Os valores de seis, sete e 16 anos são questionáveis, pois intervalos maiores que cinco anos estão associados principalmente à perda de marcas e monitoramento incompleto dos sítios reprodutivos (Miller et al., 1997). Os intervalos de quatro e 5 anos podem mascarar perdas de recapturas em intervalos de dois e 3 anos.

Na ilha da Trindade evidenciou-se uma remigração reprodutiva similar a outros sítios do Atlântico. O intervalo de remigração reprodutivo calculado para as populações de *Chelonia mydas* varia entre dois e três anos, como em Tortuguero (Bjorndal & Carr, 1989; Carr *et. al*. 1978), ilha das Aves (Sole & Medina, 1989) e Suriname (Shulz, 1975), e de três e quatro anos na ilha de Ascension (Mortimer & Carr; 1987; Hays, 2000).

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73

O intervalo de remigração está associado à disponibilidade alimentar. Bjorndal (1980) relatou que em geral nas áreas de alimentação as tartarugas marinhas acumulam a reserva de energia requerida para suportar a vitelogênese por um período variável de anos, dependendo em parte da qualidade e quantidade de comida disponível.

Mortimer & Carr (1987) observaram que a obtenção de intervalos maiores para Ascension poderia estar relacionada com a distância entre os sítios de alimentação, localizados na costa brasileira.

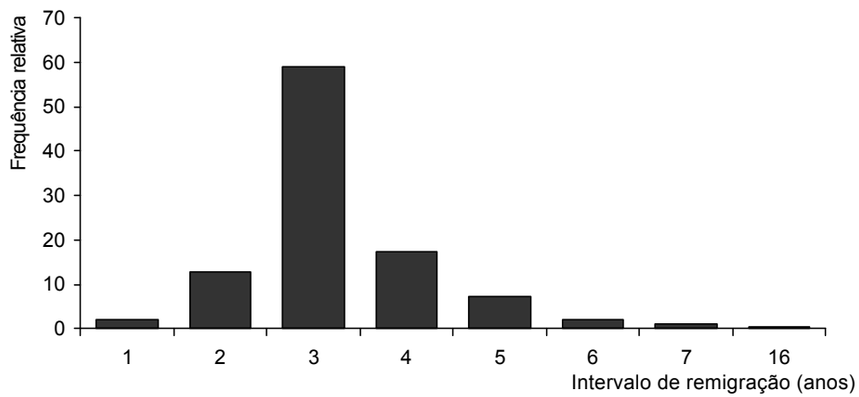


Figura 7: Freqüência relativa do intervalo de remigração de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade nas temporadas de 1982 a 2002 (N= 202).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Variações de comprimento do casco

A Figura 8 mostra a freqüência relativa por classe de comprimento de fêmeas de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade, onde 2.589 indivíduos foram observados. A figura mostra uma moda em 108 cm e outra em 114 cm. O comprimento médio do casco da população de fêmeas que desova na ilha da Trindade é 115,6 cm (SD± 0,056). Grossman (2001) registrou para as fêmeas do Atol das Rocas um comprimento médio de 115,6 cm (SD± 0,053, N=689), idêntico ao encontrado neste trabalho para a ilha da Trindade.

Em relação às populações de *Chelonia mydas* em outros sítios reprodutivos do Atlântico, a população de fêmeas que desova na ilha da Trindade apresenta um comprimento de casco médio maior que a Ilha de Ascension, 112 cm (Carr & Hirth, 1962); Suriname, 113 cm (Schulz, 1975) e Tortuguero, 104 cm (Bjorndal & Carr, 1989). Um dos fatores que pode estar associado ao maior tamanho dos indivíduos analisados em Trindade é a disponibilidade e qualidade alimentar. A costa brasileira é identificada como área de alimentação utilizada por fêmeas que desovam na ilha de Ascension e Suriname (Pritchard, 1976; Carr, 1975). Provavelmente parte das tartarugas que desovam em Trindade também se utilizem da costa brasileira e talvez da costa africana como área para alimentação, pois foram registrados dados de recapturas de fêmeas na costa brasileira e africana (Marcovaldi *et al.*, 2000). Entretanto para confirmação desta hipótese pesquisas adicionais na identificação das áreas de alimentação utilizada pelas fêmeas que desovam na ilha da Trindade devem ser conduzidas.

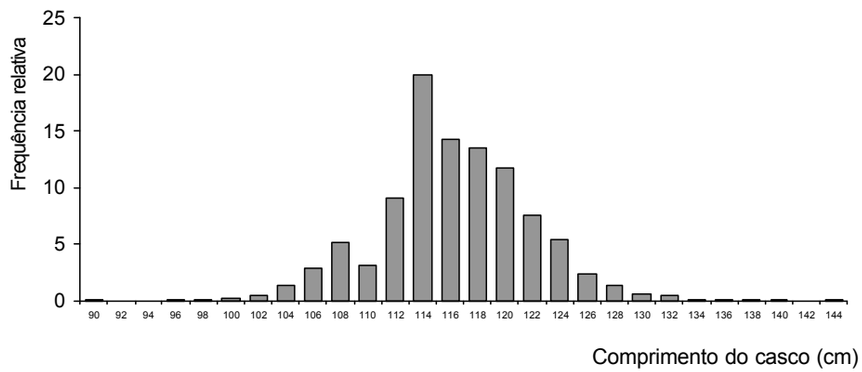


Figura 8: Freqüência relativa por classe de comprimento (cm) de fêmeas de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade (N= 2589).

Número de ovos

A Figura 9 mostra a freqüência absoluta do número de ovos por ninho de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1985/86, 1993/94, 1994/95 e 1995/96 na ilha da Trindade. A análise geral de 238 ninhos de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade resultou em uma média de 125 ovos por ninho variando de 40 a 250 (SD± 29). As desovas com número de ovos inferior a 35 presentes na amostra, são consideradas anormais e provavelmente representam desovas divididas, que não foram identificadas in loco sendo excluídas do cálculo da média aritmética, valores mínimos e desvio padrão, entretanto estão contidos na distribuição de freqüência na Figura 9.

Para outros sítios do Atlântico o número médio de ovos variou de 112 em Tortuguero (Bjorndal & Carr, 1989), 127 em Ascension (Simon & Parkes, 1976) e 138 para o Suriname (Schulz, 1975).

O número de ovos foi correlacionado com o comprimento do casco das fêmeas (Regressão Linear Simples) não sendo evidenciada relação entre ambos (Figura 10).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

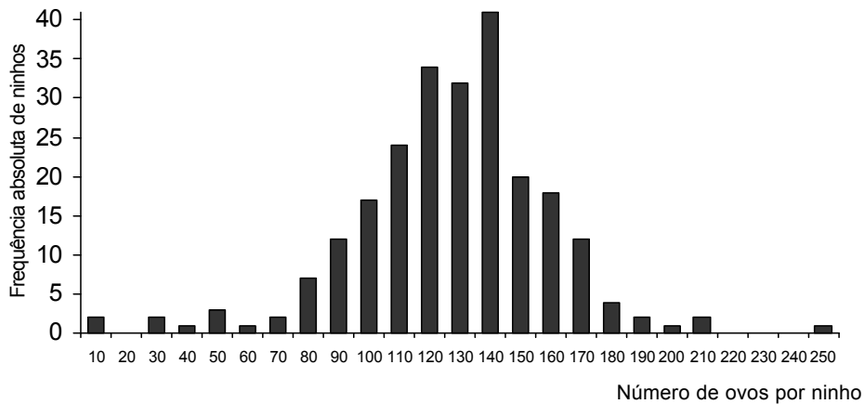


Figura 9: Freqüência absoluta do número de ovos por ninho de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade nas temporadas de 85/86, 93/94, 94/95 e 95/96 (N=238).

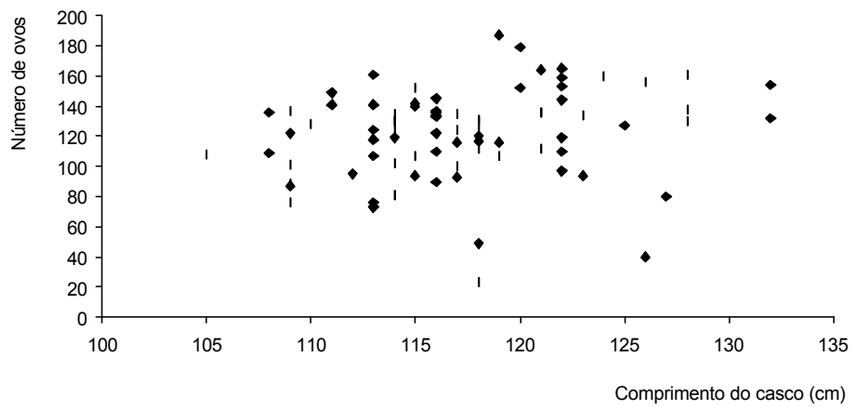


Figura 10: Correlação linear do número de ovos por ninho com o comprimento curvilíneo do casco de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade nas temporadas de 85/86, 93/94, 94/95 e 95/96 (N=85).

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Padrões Espaciais

Fidelidade de Praia

De 1.760 registros observados de desova entre as temporadas de 1982 a 2001, 780 retornaram mais de uma vez a mesma praia mostrando uma fidelidade geral de 44,3%, portanto este percentual das fêmeas marcadas e recapturadas ao menos uma vez na Ilha de Trindade, foram sempre recapturadas na mesma praia. Isto mostra que a Ilha da Trindade não apresentou uma fidelidade geral por praia, pois mais da metade (55,7%) das fêmeas não são fieis, porque comprovadamente freqüentaram mais de uma praia. Esse número pode ser maior se considerarmos que algumas fêmeas fiéis freqüentaram outras praias, mas não foram recapturadas nessa ocasião.

A Figura 11 mostra a fidelidade por praia (freqüência percentual de fêmeas recapturadas nas praias) de ocorrência das fêmeas de *Chelonia mydas* por praia entre as temporadas de 1982 a 2001 na ilha da Trindade. As principais praias amostradas na ilha da Trindade exibem um pequeno grau de fidelidade de retorno das fêmeas de *Chelonia mydas* a mesma praia, com exceção da praia do Príncipe que apresentou o maior grau de fidelidade. O valor encontrado para esta última praia foi de 48%, sendo seguido pelas praias das Tartarugas, Andradas, Túnel, Cabritos, Parcel, Portugueses, Calheta e Ponta do Túnel (24%, 29%, 23%, 7%, 4%, 3%, 2% e zero respectivamente). Para estas análises, pressupõe-se que o erro decorrente de não ter recapturado alguma fêmea na mesma praia ou outra praia entre duas recapturas se distribui homogeneamente.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

A fidelidade das fêmeas (filopatria) foi evidenciada em maior ou menor escala por diversos autores em diferentes sítios reprodutivos para várias espécies de tartarugas marinhas (Carr *et al*, 1978; Carr, 1982; Bjordal *et al*. 1985; Dodd, 1988; Pritchard, 1982; Limpus *et. al*. 1985, Witzell, 1984), tendo sido evidenciada através dos primeiros programas de marcação com a *Chelonia mydas*, na praia de Tortuguero na Costa Rica (Carr e Ogren, 1960). A extrema fidelidade ao sítio reprodutivo levou a hipótese de que as fêmeas recrutadas pela primeira vez seguiriam as fêmeas experientes até os sítios de desova, fixando o local para os próximos eventos reprodutivos – *facilitação social* (Hendrickson, 1958). Carr em 1967 propôs que as fêmeas sexualmente maduras utilizariam para a desova as mesmas praias em que nasceram *(natal homing)*. Segundo o autor, falhas pouco freqüentes neste mecanismo dariam origem a colonização de novos sítios reprodutivos. Bowen & Avise (1995) mencionam ainda uma terceira alternativa, em que as fêmeas escolheriam aleatoriamente a praia de desova, com posterior fixação do local.

Foi realizado um levantamento de características principais das nove praias trabalhadas descritos na tabela 3. Sugere-se que a fidelidade de praia na ilha da Trindade esteja relacionada ao tamanho da praia, a melhor condição para a confecção dos ninhos e a presença de substrato rochoso como obstáculo impedindo ou dificultando a passagem. Neste sentido, pequenas praias como Calheta (Figura 16), Portugueses (Figura 18) e Ponta do Túnel (Figura 20), associado à praia dos Cabritos (Figura 19), que possui grande quantidade de seixos em sua configuração, exibiram índices pouco representativos. Já, as quatro principais praias, Andradas (Figura 12), Tartarugas (Figura 13), Túnel

(Figura 14) e Príncipe (Figura 15) em contraposição, são as maiores e com maior possibilidade de receber fêmeas para realizarem sua postura. A praia do Príncipe revelou-se como a que obteve maiores índices podendo este fato estar relacionado à presença dos parcéis em frente às praias do Túnel, Parcel, Tartarugas e Andradas (ver figura 1). O fator da presença de substrato rochoso na zona de desova pode estar associado à facilidade para confecção do ninho, sendo a praia do Príncipe a que apresenta menor quantidade.

Entretanto, Carr (1972) ponderou que para a fidelidade de praia a discriminação do sítio não é absoluta, podendo variar, em Tortuguero, de 200 m a 1,2 km. Com esta ponderação, a Ilha da Trindade exibiria uma fidelidade de praia para todas fêmeas que retornaram, independente do retorno ser na mesma praia. Cabe ressaltar que até o presente momento, nenhuma fêmea que foi marcada em Trindade foi encontrada desovando em outras praias.

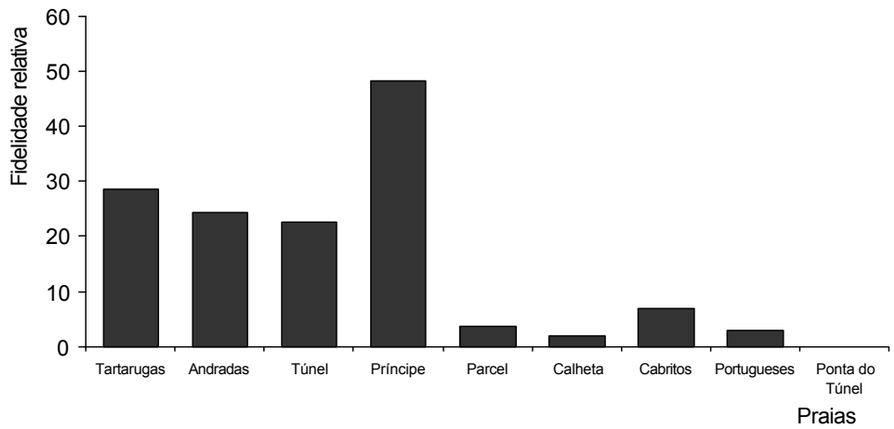


Figura 11: Fidelidade relativa de ocorrência das fêmeas de *Chelonia mydas* por praia entre as temporadas de 1982 á 2002 na ilha da Trindade (n= 1760).

Tabela 3: Caracterização das principais praias de desova da ilha da Trindade.

Parâmetros	Andradas (Figura 3)	Tartarugas (Figura 4)	Túnel (Figura 5)	Príncipe (Figura 6)	Calheta (Figura 7)	Parcel 1	Parcel 2 (Figura 8)	Parcel 3	Portugueses (Figura 9)	Cabritos (Figura 10)	Ponta do Túnel (Figura 11
Comprimento (m)	780	380	396	320	150	50	107	56	330	450	30
Largura (m)	22 a 54	400	20	130	30	10	10	30	20	80	20
Cor da areia	Marrom a cinza escuro	Marrom a cinza escuro e claro	Marrom avermelhado	Cinza médio e claro	Cinza médio e claro	Cinza médio	Cinza escuro	Cinza escuro	Marrom a cinza escuro	Marrom a cinza escuro	Marrom a cinz escuro
Granulometria	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa	Areia grossa
Vegetação	Densa a esparsa	esparsa	ausente	esparsa	esparsa	ausente	ausente	ausente	ausente	esparsa	ausente
Presença de substrato rochoso na zona de desova	Permanente-mente exposta	Ocasional-mente exposta	ausente	ausente	ausente	Permanen-temente exposta	Permanen-temente exposta	Permanen -temente exposta	Permanen-temente exposta com seixos	Permanen-temente exposta com seixos	muito
Presença de rochas impedindo (IMP) ou dificultando (DIF) a entrada em frente a praia (%)	50 (IMP)	Ausente	40 (DIF)	20 (DIF)	20 (DIF)	50 (IMP)	50 (IMP)	100 (IMP)	Ausente	Ausente	Entrada somente pelo túnel
Escoamento superficial de água doce	Freqüente	Raro	Raro	Freqüente	Raro	Raro	Raro	Raro	Raro	Ocasional	Raro
Orientação geográfica da praia	NE	NE	NE	SO	NE	NE	NE	NE	NE	NE	E
Distribuição de ocorrências	Concentração em três áreas	Uniforme	Uniforme	Uniforme	Uniforme	Ausente	Uniforme	Ausente	Uniforme	Uniforme	uniforme



Figura 12: Vista geral da praia dos Andradas, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.



Figura 13: Vista geral da praia das Tartarugas, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

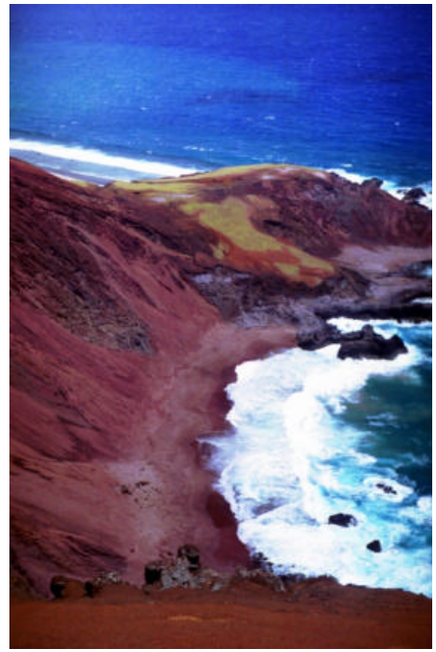


Figura 14: Vista geral da praia do Túnel, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.



Figura 15: Vista geral da praia do Príncipe, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73



Figura 16: Vista geral da praia da Calheta, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.



Figura 17: Vista geral da praia do Parcel, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73



Figura 18: Vista geral da praia dos Portugueses, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.



Figura 19: Vista geral da praia dos Cabritos, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.



Figura 20: Vista geral da praia da Ponta do Túnel, Ilha da Trindade, Espírito Santo, Brasil.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Estimativa do número de ninhos

As amostragens diurnas realizadas na temporada de 1999/2000 totalizaram um número de 10.417 ocorrências nas nove praias amostradas na ilha da Trindade. Nas outras praias (do Eme e Lixo) não foram observadas ocorrências de rastros. As praias das Tartarugas, Andradas, Túnel e Príncipe representaram 90,92% das observações, confirmando assim serem as principais praias de atividade reprodutiva da ilha da Trindade (Figura 20).

As amostragens noturnas seguiram classificação geral abaixo discriminada na Tabela 4.

Tabela 4: Freqüência de ocorrência dos rastros de Chelonia mydas obtido nas amostragens noturnas realizadas nas quatro principais praias na temporada reprodutiva 1999/2000 na ilha da Trindade.

	Praias			
Classificação dos rastros	Tartarugas	Andradas	Túnel	Príncipe
Ninho	174	86	73	133
Não – ninho sem cama	57	87	85	61
Não – ninho com cama	73	59	89	80
Não identificado	162	25	34	39

Foi realizado o teste Chi-Quadrado para verificar se existiam diferenças significativas entre as categorias ninhos e não ninhos e entre ninho com cama e ninho sem cama entre as praias. Para ambas categorias foi encontrado que existiam diferenças significativas entre elas. Para ninhos e não ninhos os resultados encontrados foram $\chi^2 = 49,32$ $p < 0,05$, para ninho com cama e ninho sem cama os resultados encontrados foram $\chi^2 = 9,25$ $p < 0,05$.

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73

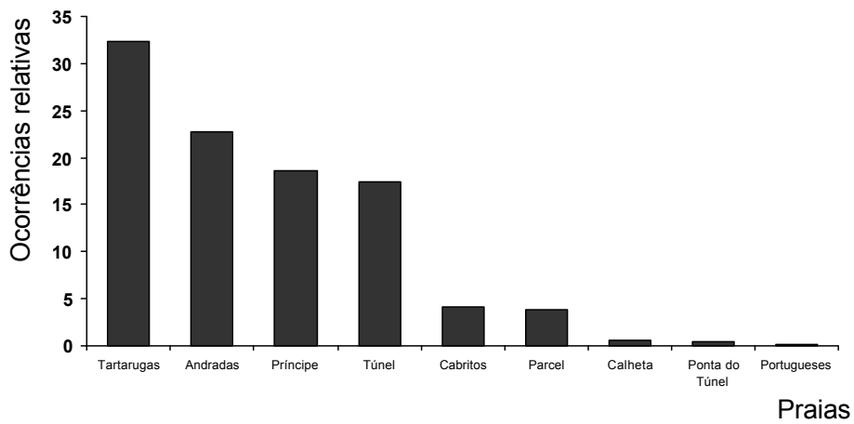


Figura 21: Ocorrências relativas de *Chelonia mydas* por praia amostradas diurnamente na temporada de 1999/2000 na ilha da Trindade. (N=10.417)

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73
2003

Posteriormente foi calculado o percentual de ninhos/não ninhos, obtendo-se o número estimado de ninhos para cada praia descrito na tabela 5.

Tabela 5: Distribuição de número de ocorrências, percentuais e número de ninhos estimados de Chelonia mydas obtido nas amostragens noturnas realizadas nas quatro principais praias na temporada reprodutiva 1999/2000 na ilha da Trindade

Praias	Ocorrências diárias	% ninhos = (ninhos/ninhos+não ninhos)	Numero de ninhos
Tartarugas	3361	0,572	1922
Andradas	2367	0,365	864
Príncipe	1938	0,485	940
Túnel	1805	0,295	532
Totais	9471		4259

Foi realizado o teste de Spearman para verificar diferenças estatísticas entre os percentuais de ninhos para o total das amostras semanais das quatro praias. Os resultados encontrados estão descritos na Tabela 6.

Tabela 6: Valores obtidos com o teste de Spearman comparando os percentuais de ninhos nas quatro principais praias na temporada reprodutiva 1999/2000 na ilha da Trindade

	Praias			
	Tartarugas	Andradas	Túnel	Príncipe
Rho	0.35	0.887	0.685	0.332
Valor de P	0.25	0.042	0.119	-0.280

Estes resultados comprovam que não há padrão sazonal significativo para qualquer uma das praias para o percentual de ninhos.

Para estimar o número de ninhos da temporada para as outras praias, utilizou-se o percentual médio encontrado nas quatro principais praias, chegando-se ao resultado de 192 ninhos na praia dos Cabritos, 176 ninhos na praia do

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73

Parcel, 23 na praia da Calheta e 21 na praia da Ponta do Túnel. A praia dos Portugueses não registrou nenhum ninho. O número de ninhos calculado através das amostragens na ilha da Trindade no período amostrado da temporada reprodutiva de 1999/2000 foi de 4.808. Foi evidenciada a importância das praias das Tartarugas, Andradas, Túnel e Príncipe, com destaque para esta última, por não ter sido amplamente amostrada em temporadas anteriores. A dificuldade de acesso explica este fator de deficiência de monitoramento. Para as próximas pesquisas deve-se realizar um esforço de monitoramento para inclui-la conforme mostram os resultados deste trabalho.

Posteriormente para estimativa de temporadas anteriores, foram obtidos os resultados de número de ocorrências para as nove temporadas para as praias de Tartarugas e Andradas através do modelo de regressão aditiva. Estas praias foram as que possuíram monitoramento contínuo ao longo de todas as temporadas amostradas. Exemplos de gráficos obtidos de número de ocorrências através do modelo de regressão aditiva generalizada para as temporadas 1985/86 e 1991/92 para as praias de Tartarugas e Andradas são mostrados na Figura 22.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

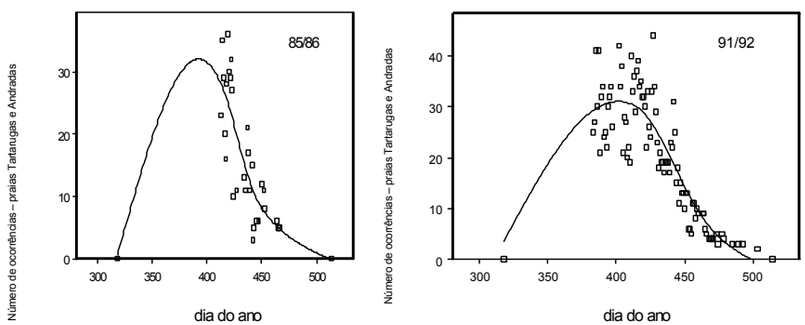


Figura 22: Exemplos de gráficos obtidos de número de ocorrências através do modelo de regressão aditiva generalizada para as temporadas 1985/86 e 1991/92 para as praias de Tartarugas e Andradas

Os resultados de estimativa de número de ocorrências entre as temporadas de 1982 e 2002 mostram um incremento ao longo dos anos na população de *Chelonia mydas* na ilha da Trindade (Figura 23), mas estão subordinadas as premissas de que as distribuições anuais e entre as praias seguem o mesmo padrão do observado na temporada de 1999/2000. Também se deve enfatizar que pelo fato de não se possuir dados para todos os anos, alguns dos anos perdidos podem ser os anos com "picos" de atividade, tendendo assim o padrão a se tornar linear.

Para as temporadas de 1994/95, 1995/96 e 1999/2000 foi realizada uma avaliação de ocorrências totais baseadas no mesmo modelo de predição para um número maior de praias, encontrando-se os números de ocorrências totais de 3.195, 5.466 e 11.013 respectivamente. Deve-se ressaltar que para diferentes temporadas foram utilizados diferentes números de praias. Para as temporadas de 1994/95, 1995/96 e 1999/2000 foram utilizadas três, sete e 9 praias respectivamente. Utilizando-se percentuais médios das praias em questão analisadas obtém-se os valores de número de ninhos como mostra a Tabela 7

Tabela 7: Valores das estimativas do número de ninhos para duas, três, sete e nove praias para as temporadas reprodutivas de 1985/86, 1991/92, 1993/94, 1994/95, 1995/96, 1998/99 e 1999/2000 na ilha da Trindade.

Temporadas	Duas praias	Três praias	Sete praias	Nove praias
85/86	1386			
91/92	1495			
93/94	1113			
94/95	1199	1310		
95/96	1845		2346	
96/97	1656			
98/99	2671			
99/00	2756			5176

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73

Os resultados mostrados nesse trabalho conferem a ilha da Trindade um *status* de número de ninhos significativo para a população de *Chelonia mydas*, pois se enquadra como um sítio reprodutivo primário (sítios com mais de 500 ninhos por ano) (Seminof, 2002), situado dentre os maiores do Atlântico, como descritos na Tabela 8.

Tabela 8: Número de ninhos e número de fêmeas de *Chelonia mydas* em distintas colônias reprodutivas no Atlântico e referência do trabalho.

Número de ninhos	Número de fêmeas	Local	Referência
20.000-40.000	-	Tortuguero, Costa Rica	Bjordal *et al*., 1999
5.176	-	Ilha da Trindade, Brasil	Este estudo
2.500-8.000	1740-1803	Galibi, Suriname	Mahadin em Ogren,1989; Weijerman *et. al*., 1998
13.000-14.660	-	Ilha de Ascension, Reino Unido	Godley *et al*., 2001
-	2465	Bijagós arq., Guiné Bissau	Catry *et. al*., in review; Barbosa *et. al*. 1998
1468	50-100 Fêmeas /noite	Ilha de Bioko, Guiné Equatorial	J. Tomas, pers. com. para J. Seminof
700-900	267	Ilha das Aves, Venezuela	V. Vera, pers. com. para K. L. Eckert

Estes resultados confirmam a importância regional da colônia reprodutiva de *Chelonia mydas* da Ilha da Trindade e confere o status de maior concentração brasileira neste sítio reprodutivo. Com a metodologia apresentada neste trabalho, estimativas com boa precisão podem ser obtidas para o tamanho da população anidadora e devem ser somadas de esforços para obtenção de outros parâmetros

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 25 26 27 28 29 30 31 32 33 34 35 36 37 38 39 40 41 42 43 44 45 46 47 48 49 50 51 52 53 54 55 56 57 58 59 60 61 62 63 64 65 66 67 68 69 70 71 72 73

populacionais (número de desovas por fêmea, sucesso de eclosão dos filhotes) e ambientais para se obter uma real estimativa do número de fêmeas e potencial reprodutivo da ilha.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

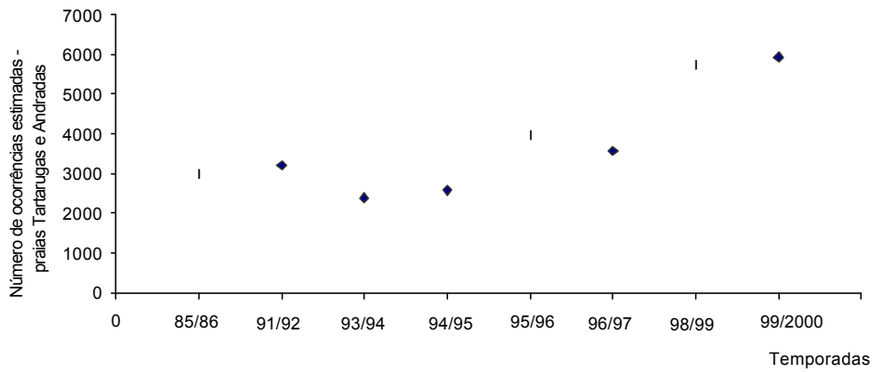


Figura 23: Estimativa do número de ocorrências de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1985/86 à 1999/2000 para as praias de Tartarugas e Andradas através do modelo de regressão aditiva generalizada na ilha da Trindade.

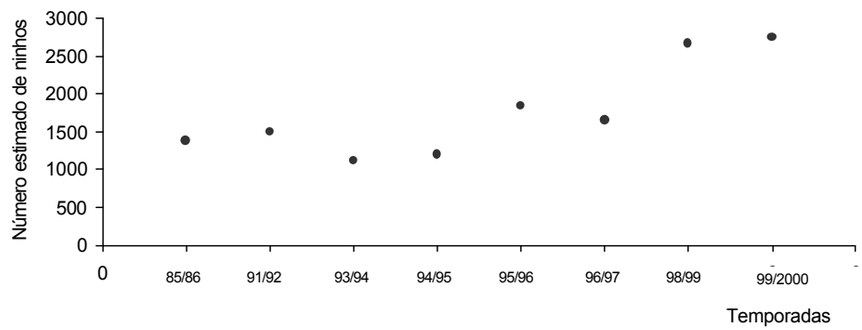


Figura 24: Estimativa do número de ninhos de *Chelonia mydas* nas temporadas de 1985/86 à 1999/2000 para as praias de Tartarugas e Andradas através do modelo de regressão aditiva generalizada na ilha da Trindade.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, F. F. M. 1961. Geologia e Petrologia da Ilha da Trindade. Divisão de Geologia e Mineralogia. Ministério de Minas e Energia. Rio de Janeiro. Monografia, 18,1-197.

Almeida, F.F.M. 2000. A Ilha de Trindade. In: Schobbenhaus,C.; Campos,D.A.; Queiroz,E.T.; Winge,M.; Berbert-Born,M. (Edit.) Sítios Geológicos e Paleontológicos do Brasil. Publicado na Internet no endereço http://www.unb.br/ig/sigep/sitio092/sitio092.htm

Alves, R. J. V. 1998. Ilha da Trindade & Arquipélago Martin Vaz: um ensaio geobotânico. Serviço de Documentação da Marinha. Rio de Janeiro.

Baillie & Groombridge, 1996. IUCN Red List of Threatened Animals. World Conservation Union (IUCN), Gland, Switzerland. 368 pp.

Baptistotte, C. 1995. A clarification on the activities of Projeto TAMAR, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*; v. 1, no. 4, p. 328-329

Barbosa C., A, C, Broderick & P. Catry. 1988. Marine turtles in the Orango National Park (Bijagós Arquipelago, Guinea Bissau). Marine turtle Newsletter. 81:6-7

Bellini, C. & T. M. Sanches. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Turtles Newsletter* **74:** 12-13.

Bellini, C., M. A. Marcovaldi, T. M. Sanches, A. Grossman, & G. Sales. 1996. Atol das Rocas biological reserve: second largest *Chelonia mydas* rookery in Brazil. *Marine Turtles Newsletter* **72**: 1-2.

Bellini, C. & T. M. Sanches, 1998. Temporadas reprodutivas da tartaruga marinha *Chelonia mydas* no Atol das Rocas, RN, Brasil - Uma síntese de 1982 a 1997. Semana Nacional de Oceanografia, 11, Rio Grande, RS, 18-24 Outubro, p 335-337.

Bjorndal K. A., 1980. Demography of the breeding population of the green turtle, Chelonia mydas, at Tortuguero, Costa Rica. *Copeia* 1980: no. 3, 525-530.

Bjorndal K. A., 1985. Nutritional ecology of sea turtles. *Copeia* **1985**: 736-751.

Bjorndal K. A., 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. In: P. L. Lutz & J. A. Musick, editors. The biology of sea turtle. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Bjorndal K. A. & A. B. Bolten, 1988. Growth rates of immature green turtle, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. *Copeia* **1988**: 555-564.

Bjorndal K. A. & A. Carr, 1989. Variation in clutch size and egg size in the green turtle nesting population at Tortuguero, Costa Rica. *Herpetologica* **42** (2): 181-189.

Bjorndal K. A., J. A. Wetherall, A. B. Bolten & J. A. Mortimer, 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. *Conservation and Biology*. **13** (1): 126-134.

Bolten, A.B. & Balazs, G.H. 1995. Biology of the early pelagic stage - the "lost year". In: Bjorndal, K.A. (Ed). Biology and Conservation of Sea Turtles. 2. Ed. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, 1995. p. 579-581.

Bowen, B. W., A. B. Meylan, J. P. Ross, C. J. Limpus, G. H. Balazs & J. C. Avise, 1992. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarchal phylogeny. *Evolution* **46** (94): 865-881.

Bowen, B.W. & Avise, J.C. 1995. Conservation genetics of marine turtles. In: Avise, J.C. & Hamrick, J.L. (Ed.) Conservation Genetics: case histories from nature. New York, Chapman & Hall, p. 190-237.

Bowen, B., Kamezaki, N., Limpus, C.J., Hughes, G., Meylan, A. & Avise, J. 1994. Global phylogeography of the loggerhead turtle (*Caretta caretta*) as indicated by mitochondrial DNA haplotypes. Evolution, v. 48, n.6, p. 1820-1828.

Brand, S. J., J. M. Lanyon & C. J. Limpus, 1999. Diet selection by immature green turtles, *Chelonia mydas*, in subtropical Moreton Bay, south-east Queensland. *Australian Journal of Zoology* **47:** 181-191.

Carr, A., 1952. Handbook of Turtles, Cornnell University Press. Ithaca NY.

Carr, A. 1967. So Excellent a Fishe. Garden City, New York, Natural History Press.

Carr, A., 1972. Site fixity in the Caribbean green turtle. *Ecology* **53** (3): 425-429.

Carr, A. 1975. The Ascension Island Green Turtle Colony. *Copeia*. **3**: p. 547-555

Carr, A., 1982. Notes on the behavioral ecology of sea turtles. In: Bjorndal, K.A. (Ed). Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press. p. 19-26

Carr, A. & L. Ogren, 1960. The ecology and migrations of sea turtles, IV: The green turtle in the Caribbean Sea. *Bull. Am. Mus. Nat. Hist.* **121**: 1-48.

Carr, A. & H. Hirth, 1962. The ecology and migration of sea turtles, 5. Comparative features of isolated green turtle colonies. *American Museum Novitates* **2091**: 1- 42.

Carr, A. & M. H. Carr, 1970. Modulate reproductive periodicity in *Chelonia*. *Ecology* **51**: 335-37.

Carr, A., M. H. Carr & A. B. Meylan, 1978. The ecology and migration of sea turtles, 7. The West Caribbean green turtle colonies. *Bulletin of the American Museum of natural History* **162**: 1- 42.

Catry, P. C. Barbosa, b. Indjai, A. Almeida, B. J. Godley & J. Vié. In review. Biology and Conservation of the green turtle (*Chelonia mydas*) nesting at Poilão, Bijagós arquipelago (Guiné Bissau). Oryx

DHN, 1968. Resumo Histórico e origem da ilha da Trindade. (Rio de Janeiro: Departamento de Geofísica da Diretoria de Hidrografia e Navegação), 86 pp.

Dodd, C. K. Jr. 1988. Synopsis of the Biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) .*U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep*., 88,110.

Davenport, J., 1997. Temperature and the life history strategies of sea turtles. *J. Therm. Biol*. **22** (6): 479-488.

Eckert, K. L.; Bjorndal, K. A.; Abreu-Grobois, F. A.; Donnelly, M.; Editors. Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4; 1999, 235 pp.

Ehrhart , L. M. 1995. A review of sea turtle reproduction. In: Bjorndal, K. A.ed. Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington and London. Smithsonian Institution Press. P.29-38.

Ferreira M. M., 1968. Sobre a alimentação da aruanã, *Chelonia mydas* Linnaeus, ao longo da costa do Estado do Ceará. *Arqs. Estaç. Biol. Mar. Univ. Ceará*: 8: 83-86.

Fortes, O., A. J. Pires and C. Bellini, 1998. Green Turtle, Chelonia mydas in the Island of Poilão, Bolama-Bijagós Archipelago, Guinea-Bissau, West Africa. *Marine Turtle Newsletter* 80: 8-10.

Fillippini, A & H. A. Bulhões, 1988. Estudo da ecologia da tartaruga marinha *Chelonia mydas* Linnaeus, na Ilha da Trindade. Brasil Florestal, 65: 5-15.

Frazer, N. B. & Ladner, R. C. 1986. A Growth Curve for Green Sea Turtles, *Chelonia Mydas*, In The U.S. Virgin Islands, 1913-1914. *Copeia* 1986(3) : 798-802.

Frazer, N. B. & L. M. Ehrhart. 1985. Preliminary growth models for green, Chelonia mydas , and loggerhead, Caretta caretta , turtles in the wild. *Copeia*. 1985 (1). 73-79

Frazier, J. G. Community-based conservation. 1999. Eckert, K. L. ,Bjorndal, K. A. ,Abreu-Grobois, F. A. ,Donnelly, M. Editors, Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4. 235 pp., p. 15-18

Gasparini, J. L. & Floeter, S. R., 2001. The Shore Fishes of Trindade island, Western South Atlantic. Journal of Natural History 35, 1639-1656.

Greenwood, J. C., 1998. Barian–titanian micas from ilha da Trindade, South Atlantic, Mineralogical magazine, 62 (5), 687-695.

Godley, B. J., A. C. Broderick & C. Hays, 2001. Nesting of green turtles (*Chelonia mydas*) at Ascension Island, South Atlantic. *Biological Conservation* **97** (2001): 151-158.

Grossman, A., T.M. Sanches & C. Bellini, 1996. Temporada reprodutiva de *Chelonia mydas* no Atol das Rocas. Congresso Brasileiro de Zoologia, 21, Resumos, Porto Alegre, RS, 6-8 Fevereiro, p 190.

Grossman, A., 2001. Biologia reprodutiva de Chelonia mydas (Reptilia), na Reseva Biológica do Atol das Rocas. Dissertação de Mestrado. Pontifície Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 43p.

Hays G. C., 2000. The implication of variable remigration intervals for the assessment of population size in marine turtles. *J. Theor. Biol.* (2000) **206**: 221-227.

Hendrickson, J. R., 1958. The green sea turtle, *Chelonia mydas* (Linnaeus) in Malaya and Sarawak. *Proc. Zool. Soc. London* **130**: 445-535.

Hirth, H. F., 1980. Some aspects of the nesting behaviour and reproductive biology of sea turtles. *Amer. Zool*. (**20**): 507-523.

Hirth, H. F., 1997. Synopsis of the biological data on the green turtle, *Chelonia mydas* (Linneaus 1758). United States Fish and Wildlife Services. Biological Report. 97-1. 120p.

IUCN / SSC. 1995. A global Strategy for the Conservation of Marine Turtles. IUCN/SSC, USA.

Kock, A. L.; A. Carr & D. W. Ehrenfeld, 1969. The problem of open-sea navigation: the migration of the green turtle to Ascension Island. J. Theor. Biol., 22: 163-179.

Limpus, C. J., A. Fleay & V. Baker. 1984. The flatback turtle *Chelonia-depressa* in Queensland Australia reproductive periodicity, philopatry and recruitment. *Aust Wildl. Res.* 11 (3). 579-587

Limpus, C. J., 1985. A Study of the loggerhead Sea Turtle, *Caretta caretta*, in Eastern Australia. Dissertação de Doutorado. University of Queensland, St. Lucia, Australia.

Limpus, C. J., 1993. The green turtle, *Chelonia mydas* in the Queensland: Breeding males in southern Great Barrier Reef. *Wildlife Research* **20**: 513-23.

Limpus, C. J. & D. G. Walter, 1980. The growth of immature green turtle (*Chelonia mydas*) under natural conditions. *Herpetologica* **36**: 162-165.

Limpus, C. J., P. J. Couper & M. A. Read, 1994. The Green Turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: population structure in a warm temperature feeding area. *Mem. Queensland Mus.* **35**: 139.

Limpus, C. J. & Chaloupa, 1997. Non parametric regression modeling of green sea turtle grow rates (Southern Great Barrier Reef). Marine Geology Progress Series. 149:23-34.

Lohmann, K.J. & Lohmann, C.M.F. 1992. Orientation to oceanic waves by green turtle hatchlings. Journal of Experimental Biology, v. 171, p.1-13.

Lohmann, K.J. & Lohmann, C.M.F. 1994. Detection of magnetic inclination angle by sea turtles: a possible mechanism for determining latitude. *Journal of Experimental Biology*. v. 194. p. 23-32.

Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds). 1997. The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, FL: CRC Press, 432 p.

Marcovaldi M. A. & G. G. dei Marcovaldi, 1985. Projeto Tamar: área de desova, ocorrência e distribuição das espécies, época de reprodução, comportamento de postura e técnicas de conservação das tartarugas marinhas no Brasil. Brasília, MA-IBDF, 46p.

Marcovaldi M. A. & Marcovaldi, G. G. dei. 1987. Projeto Tartaruga Marinha. Áreas de desova, Época de reprodução, técnicas de preservação. Boletim FBCN; v. 22, p. 95-104.

Marcovaldi M. A. & Laurent, 1996. A six-season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with a implication for conservation and management. *Chelonian Conservation and Biology*. **2** (1): 55-59.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Marcovaldi M. A., & G. G. dei Marcovaldi, 1999. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto Tamar-Ibama. *Biological Conservation* **91** (1999): 35-41.

Marcovaldi M. A.; Silva, A.C.C.D. da; Gallo, B.M.G.; Baptistotte, C.; Lima, E.P.; Bellini, C.; Lima, E.H.S.M.; Castilhos, J.C. de; Thomé, J.C.A.; Moreira, L.M. de P. & Sanches, T.M. 2000.Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brasil. Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation Proceedings, 19, Texas, E.U.A. p.164-166.

Meylan, A. B.; Bowen, B. W.& Avise, J. C. 1990. A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. *Science*, v. 248, no. 4956, p. 724-727

Meylan, J. A., 1995. Estimation of population size in sea turtles. In: Biology and Conservation of Sea Turtles. 2nd. Ed. (ed.: Bjorndal, K. A.) Smithsonian Institution Press, Washington, DC: 135-138.

Miller, J. D., 1995. Reproduction in sea turtles. In Biology and Conservation of Sea Turtles. 2nd. Ed. (ed.: Bjorndal, K. A.) Smithsonian Institution Press, Washington, DC: 573-575.

Miller, J. D.; 1997. Reproduction in sea turtles. In The Biology of Sea Turtles. CRC Marine Science Series, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 432 pp.; 1997, p. 51-81

Moll, E. O. 1979. Reproductive Cycles and Adaptations. M. Harless and H. Morlock eds., Turtles: Prospectives and Research, John Wiley & Sons, Inc., p. 305-331

Molina, S. 1981. Leyendo en la tortuga (recopilación). Martin Casilla editores; México. 173 pp

Moreira, L., C Batistotte, J. Scafone, J. C. Thomé & A. P. L. S. Almeida, 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the island of Trindade, Brazil. *Marine Turtle Newsletter* **70**:2

Mortimer, J. A., 1981. Reproductive Ecology of the green turtle *Chelonia mydas*, at Ascension island. . Dissertação de Doutorado. University of Florida, Estados Unidos.

Mortimer, J. A. & A. Carr, 1987. Reproduction and migration of the Ascension Island green turtle (*Chelonia mydas*). *Copeia* **1987** (1): 103-113.

Mrosovsky, N., 1980. Thermal biology of sea turtles. *Amer. Zool.* **20**: 531-547.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Mrosovsky, N. 1988. Pivotal temperatures for loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from northern and southern nesting beaches. Canadian Journal of Zoology, n. 66, p. 661-669.

Ogren, L. H. 1989. Status report of the green turtle, pp89-94. In: L. Ogren, F. Berry, K. A. Bjorndal, H. Kumpf, R. Mast, G. Medina, H. Reichart & R. Witham (eds), Proceedings of the second Western Atlantic Turtle Symposium. NOAA. Tech Memo.NMFS-SEFC-226.

Owens, D. W., 1980. The comparative reproductive physiology of sea turtles. *American Zool.* (**20**): 547-563.

Pritchard, P. C. H. 1969. Sea turtles of the Guianas. *Bull. Florida Stat. Mus*. 13:85-140.

Pritchard, P. C. H. 1976. Post nesting movements of marine turtles (cheloniidae and dermochelyidae) tagged in the Guianas. *Copeia*. 4. 749-754

Pritchard, P. C. H. 1982. Nesting of the leatherback turtle *Dermochelys coriacea* in pacific Mexico with a new estimate of the world population status. *Copeia.* 4. 741-747

Pritchard, P. C. H., 1996. Evolution, Phylogeny, and current Status. In: The Biology of sea Turtles, Ed by Peter L. Lutz & John A. Musick. CRC Press. London. 1-28

Sazima I. & M. Sazima, 1983. Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas,* no litoral norte paulista. *Bol. Inst. Oceanogr. São Paulo:* **32** (2): 199-203.

Salmon M. & K. J. Lohman, 1989. Orientation cues used by hatchling loggerhead sea turtles (Caretta caretta) during the offshore migrations. Ethology. 83, 215.

Simon, M. H. & A. S. Parkes. 1976. The green sea turtle (*Chelonia mydas*) nesting on Ascension island. 1973-1974. *J. Zool. Lond.* 179:153-163

Seminoff, J. A. 2002. Marine Turtle Specialists Group 2002 IUCN Red List Global Status Assessment of the Green Turtle (Chelonia mydas). Unpublished report submitted to Species Survival Commission, Gland Switzerland. 93 pp.

Schulz, J. P., 1975. Sea turtles nesting in Surinam. *Zoologishe Verhandelingen* (Leiden) **143**: 1-143.

Schulz, J. P. 1980. Zeeschildpadden die in Suriname leggen. Natuurgebids Serie B. No. 5; 113 pp.

Shoroeder, B. & Murphy, S. 1999. Population Surveys (ground and aerial) on nesting beaches. In: K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abrue-Grobois & M.

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11 12
13 14 15 16
17 18 19 20
21 22 23 24
25 26 27 28
29 30 31 32
33 34 35 36
37 38 39 40
41 42 43 44
45 46 47 48
49 50 51 52
53 54 55 56
57 58 59 60
61 62 63 64
65 66 67 68
69 70 71 72
73

Donely (eds.)Research and Management Techniques for the Conservation of sea turtles. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Grup Publication no 4. 45-55.

Sole, G. & G. Medina, 1989. The green sea turtles of Aves Island. In: Eckeret, S. A., Eckeret K. A. Richardson T. H. (Compilers). *Proceedings of the Ninth Annual Workshop on Sea Turtle Conservation and Biology*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFC: 171-173.

Tomas, J. J. Castroviejo & J. A. Raga. 1999. Sea turtles in the south of Bioko (Equatorial Guinea). Marine Turtle Newsletter. 84:4-6.

Van Buskirk, J. & CROWDER, L.B. 1994. Life-History Variation in Marine Turtles. *Copeia*, v. 1994, n. 1, p.66-81.

Weijerman, M. L. van Tienen, A. D. Sclouten & W. E. J. Hoekert. 1998. Sea turtles of Galibi, Suriname, pp142-144. In: R. Byles & Y. Fernandez (comps.), Proceedings of the seventeenth Annual Symposium on the sea Turtle Biology and Conservation. U.S. Dept. Commer. NOAATech. Memo. NMFS-SEFSC-415.

Wing, E. S., & E. J. Reitz, 1982. Prehistoric fishing economies of the Caribean. New Word Arqueology. 5 (2): 13-22.

Witzell, W. N. 1985. Variation of size at maturity of female hawksbill turtles *Eretmochelys-imbricata* with speculations on life- history tactics relative to proper stock management. *Jpn J Herpetol.* 11 (2). 46-51.

Wood, J. R. & Wood, F. E. 1981.Growth and Digestibility for the Green Turtle (Chelonia mydas) Fed Diets Containing Varying Protein Levels. *Aquaculture*; 25(23), pp. 269-274;

Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, New Jersey.

Zug, G. R., G. H. Balazs, J. A. Wetherall, D. M. Parker & S. K. K. Murakawa. 2002. Age and growth of Hawaiian green seaturtles (Chelonia mydas): an analysis based on skeletochronology. *Fishery Bulletin*, v. 100, **(1)** p. 117-127

Artigos Internacionais

BARATA, P. C. R.; FABIANO, F. C. Evidence for Leatherback Sea Turtle (Dermochelys coriacea) Nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and a Review of Occasional Leatherback Nests in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.96, p. 13-16, 2002.

MARCOVALDI, M. A.; THOMÉ, J. C.; SALES, G.; COELHO, A. C.; GALLO, B.; BELLINI, C. Brazilian Plan for Reduction of Incidental Sea Turtle Capture in Fisheries. **Marine Turtle Newsletter,** Wales, n.96, p. 24-25, 2002.

SANCHES, T. M.; BELLINI, C. Chelonia mydas (Green sea turtle) Adult Male Size. **Herpetological Review**. [S.l], v.33, n.3, p.199-200, 2002.

Artigos Nacionais

MARCOVALDI, G.; MARCOVALDI, M. A.; SALES, G.; THOMÉ, J. C.; COELHO, A. C.; GALLO, B. Plano de ação nacional para a redução da captura incidental de tartarugas marinhas pela atividade pesqueira. **Gerenciamento Costeiro Integrado,** Santa Catarina, n.2. p.36, 2002.

Eventos Internacionais

PATIRI, V. O desafio da formação do gestor sócio ambiental. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DEL CLAD SOBRE LA REFORMA DEL ESTADO E DE LA ADMINISTRACIÓN PÚBLICA., 2002. Lisboa. **Resumos...**, Portugal. [s.n.], 2002.

Eventos Nacionais

ALMEIDA, A. P.; THOMÉ, J. C. A; BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L. M. P.; RIETH, D. B.; SCALFONI, J. T. Aspectos da biologia reprodutiva de Caretta caretta no litoral norte do Espírito Santo, evidenciados por recapturas de fêmeas marcadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref.14077.

BALDASSIN, P.; TANIGUCHI, S.; MONTONE, R. C.; BAPTISTOTTE, C.; RIETH, D. de B. Determinação de compostos organoclorados em ovos de tartarugas-marinhas (Caretta caretta) em Guriri, ES. In: CONGRESSO E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 11., 2002. Guarapari. **Anais...**, Espírito Santo: ABRAVAS, 2002, p.29.

BAPTISTOTTE, C.; AGRIZZI, E. J.; MOREIRA, L. M. P.; TOREZANI, E.; COELHO, B. B.; SCALFONI, J. T.; BARATA, P. C. R. Marcação e biometria de tartarugas marinhas Chelonia mydas juvenis no efluente da Companhia Siderúrgica de Tubarão, Vitória, Estado do Espírito Santo, Brasil, 2000-2001. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref.14029.

CASTILHOS, J.; SILVA DA, A. C. D.; OLIVEIRA, F.; WEBER, M.; JORGE, F. Taxas de eclosão de ninhos da tartaruga marinha Lepidochelys olivacea na Reserva Biológica de Santa Isabel. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref.14113

FERNANDES, J. S.; GIFFONI, B. B.; MACEDO, S.; GALLO, B. M. G.; BECKER, J. H. Análise da sazonalidade das capturas de Chelonia mydas, em cerco flutuante na Ilha de Anchieta, Litoral, Norte do Estado de São Paulo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref.14065.

GALLO, B. M. G.; CAMPANHÃ, R. A. C.; CAMPOS, F. P.; CHAGAS, C. A.; PALUDO, D.; GIFFONI, B. B.; BECKER, J. H. Levantamento preliminar da ocorrência de tartarugas marinhas nas ilhas do litoral do Estado de São Paulo. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

LIMA, E. H. S. M. Alguns dados sobre desova de tartaruga de pente (Eretmochelys imbricata) no litoral leste do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. p.426. ref.14021.

LIMA,E. H. S. M. Espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no litoral de Almofala- Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. p 426. ref.14020.

LIMA, E. H. S. M.; BROSIG, C.; XIMENES, M. C. A. Tartarugas marinhas capturadas acidentalmente em Almofala, Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. p.426. ref.14022.

LIMA, E. H. S. M. Registros de tartarugas verdes capturadas acidentalmente na pesca de anzol em Almofala-Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

LIMA, E. H. S. M.; BROSIG, C.; XIMENES, M. C. A. Presença de tumores em Chelonia mydas na região de Almofala- Ceará, durante a campanha 2001. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. p. 425. ref.14019.

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Aspectos metodológicos empregados na base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala- Ceará para a conservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

SILVA DA, A. C. C. D.; CASTILHOS DE, J. C.; ROCHA, D. A. S.; OLIVEIRA, F. L. C.; WEBER, M. Mortalidade de tartarugas marinhas no entorno de sítios de reprodução no Estado de Sergipe, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref. 14114.

TOGNIN, F. Conservação das tartarugas marinhas na Base Praia do Forte/BA - resultados da temporada reprodutiva 2001/2002. In: CONGRESSO DE PRODUÇÃO CIENTÍFICA, 6., E SEMINÁRIO DE EXTENSÃO DA UMESP, 4., 2002. [S.l.]. **Resumos...** [S.l.: s.n.], 2002.

Dissertações de Mestrado

ANDRADE, W. S. 2002. 83f. **Os impactos do Projeto Tamar na comunidade de Regência - Espírito Santo.** Dissertação de mestrado. Departamento de Pós Graduação Strictu Sensu da Universidade São Marco, SP, 2002.
Disponível na Base: Espírito Santo

GONCHOROSKY J. C. 2002. **As características praiais e a distribuição da desova de tartaruga marinha na Praia do Forte, Bahia.** Instituto de Geociências, Universidade Federal da Bahia - UFBA, BA, 2002.
Disponível na Base da Praia do Forte-BA

PATIRI, V. J. de A. 2002. 217f. **Projetos Ecológicos e Desenvolvimento Local - Estudo de Caso do Projeto Tamar.** Dissertação de Mestrado. Escola de Administração/Universidade Federal da Bahia-UFBA, BA, 2002.
Disponível na Base da Praia do Forte - BA

REIS, L. P. R. 2002. 147f. **Caboclo Bernardo: História e Cultura na Barra do Rio Doce.** Dissertação de mestrado. Departamentos de Pós-Graduação Stricto Sensu da Universidade São Marcos, SP, 2002.
Disponível na Base: Espírito Santo

Monografias

PIRES, T. T. 2002. 48f. **Hemograma e determinação de proteína plasmática total de tartarugas marinhas de espécie** Caretta caretta **(Linnaeus, 1758), criadas em cativeiro, Praia do Forte, Município de Mata de São João - BA.** Monografia (Graduação) - Escola de Medicina Veterinária, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2002.
Disponível na Base: Praia do Forte - BA

TOGNIN, F. 2002. **Conservação das tartarugas marinhas na Base Praia do Forte/BA - resultados da temporada reprodutiva 2001/2002.** Monografia (Graduação). Universidade Metodista de São Paulo, SP, 2002.
Disponível na Base: Praia do Forte-BA

Revistas do TAMAR

A Viagem no Mar - Tamar monitora por satélite as rotas migratórias das tartarugas marinhas. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 7, Número 5, 2002.

Boletins TAMAR

TAMAR, 2002. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VI, Número 18, Abril.

TAMAR, 2002. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VI, Número 19, Agosto.

TAMAR, 2002. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano VI, Número 20, Dezembro

Cartilhas

TAMAR, 2002. Conhecendo as tartarugas marinhas - Cartilha para a formação de grupos de proteção da tartaruga marinha. Projeto TAMAR/IBAMA, Fundação Pró-TAMAR, FZS, PETROBRAS, IBAMA -Gerência Executiva Ceará.. 24 pp.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, **educação**, reprodução, captura acidental, impacto ambiental, CE
Disponível na Base: Almofala

Vídeos

TAMAR 2002. "Jornal da Tartaruga" Vídeo Institucional TAMAR- IBAMA. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR.
palavras chave: tartarugas marinhas, **conservação**, BR

TAMAR 2002. " VIDAS ". Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR.
palavras chave: tartarugas marinhas, **conservação**, BR

CLIFTON, K.E., K.KIM & J. L. WULF. 1997. A field guide to the reefs of the Caribbean Panamá with an emphasis on western San Blas. In: Proceedings of the 8th International Coral Reef Symposium. 1:167-184.

DIEZ, C.E. & J.A. OTTENWALDER. 1999. Habitat Surveys. Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles. *In*: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, M. Donnelly (Editors). IUCN/SSC Marine Specialist Group Publication No. 4. 41-44

DIEZ, C.E. & R.P. VAN DAM. 2001. Mona and Monito Island Hawksbill Research Project: Report for 2000. Technical Report U.S. National Marine Fisheries Service and Puerto Rico Department of Natural Resources. 17 pp.

LASKER, HR, E.C. PETERS, M.A. COFFROTH. 1984. Bleaching of reef coelenterates in the San Blas islands, Panama. Coral Reefs 3:183-190.

LEÓN, Y.M. & C.E. DIEZ. 1999. Population Structure of Hawksbill Turtles on a Foraging Ground in the Dominican Republic. Chelonian Conservation and Biology. 3(2):230-236.

LEÓN, Y.M. & M.J. MOTA. 1997. Aspectos de la ecología y estructura poblacional de la tortuga marina carey (*Eretmochelys imbricata*) en el área del Parque Nacional de Jaragua. Tesis de Licenciatura. Departamento de Biología, Universidad Autónoma de Santo Domingo, República Dominicana. 98 pp.

MEYLAN, A. B. & M. DONNELLY. 1999. Status Justification for Listing the Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricata*) as Critically Endangered on the 1996 *IUCN Red List of Threatened Animals*. Chelonian Conservation and Biology. 3(2):200-224.

MROSOVSKY, N. 2000. Sustainable use of hawksbill turtles: Contemporary issues in conservation. Wildlife Management No. 1. Ed Key Centre for Tropical Wildlife Management, Darwin, Australia. 107 pp.

WITZELL, W. N. 1983. Synopsis of biological data on the hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries synopsis 137. 78 pp.

VAN DAM, R.P. 1997. Ecology of Hawksbill Turtles on Feeding Grounds at Mona and Monito Islands, Puerto Rico. Ph.D. Thesis, University of Amsterdam. 118 pp.

Evidence for Leatherback Sea Turtle (*Dermochelys coriacea*) Nesting in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, and a Review of Occasional Leatherback Nests in Brazil

Paulo C. R. Barata[1] & Fabio F. C. Fabiano[2]

[1] Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480,
Rio de Janeiro - RJ, 21041-210, Brazil (E-mail: pbarata@alternex.com.br)
[2] Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo / IBAMA,
Arraial do Cabo - RJ, 28930-000, Brazil

On 14 March 2001, in the early morning, 13 live and 6 dead leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) hatchlings were found by fishermen on a beach in Arraial do Cabo, State of Rio de Janeiro, central-southern Brazil, a small city and fishing port located at 22°58'30"S, 42°01'00"W, about 110 km east of the city of Rio de Janeiro (Figure 1). The hatchlings were found approximately 2 km from the village, on a 40 km long beach (Praia de Massambaba) characterized by fine sand and a deep-water approach. According to the fishermen, "a few more" dead hatchlings were left on the beach. The live and dead hatchlings were not concentrated on one spot, but were scattered along a 50 m stretch of the beach, and some of them were amidst the dunes that back the beach.

The live hatchlings, which were in apparent good health, with vigorous movements, were maintained indoors in a small container with sea water and released in the early afternoon of the same day into the open sea, at a point in front of the village about 1 km from the coastline. We could only go to the beach to look for a nest two days later, but no nest could be located. The sand is very fine there and a steady gentle wind blows relentlessly, moving dunes to and fro and quickly covering small objects and erasing any tracks on the beach.

On the day when the hatchlings were found, the weather was very sunny, calm and clear, and no rain, storms or anomalously strong winds had occurred in the days just before, which could have brought the bunch of hatchlings from the sea onto the beach where they were found - as a possibility, they could have been born

on some other beach nearby. From the beach area where the hatchlings were found, no city lights or other kinds of artificial light sources are visible, which could possibly explain the apparent disorientation of the hatchlings after coming out of a putative nest. The moon, on the night from 13 to 14 March, was in the waning gibbous (full to last quarter) phase, with 77% illumination of the lunar disk, and it was visible from the sea horizon from about 21:15 local time. Studies suggest that the presence of moonlight lessens the incidence of disorientation of loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) hatchlings after nest emergence (Salmon & Witherington 1995). The leatherback hatchlings could possibly have been scattered and/or disoriented on the beach by animal or human predators, but no signs of predation were found.

Four of the dead hatchlings were deposited in the herpetological collection at Museu Nacional, in Rio de Janeiro (MNRJ 8858-8861). Upon examination, each of those four dead hatchlings had an egg-caruncle (egg-tooth) on the snout and a clear "umbilical" gap, indicating that they had hatched very recently. Live hatchlings were not examined. The hatchlings (the 13 live ones and the 4 dead ones deposited at Museu Nacional) measured from 62 to 67 mm in curved carapace length; this range of measurements is compatible with that presented by Márquez (1990) for leatherback hatchlings. Considering those characteristics and the overall conditions verified on the beach, we believe that indeed a leatherback clutch was laid, incubated and emerged in Arraial do Cabo, although the nest could not be located. We are able neither to explain the apparent disorientation of the hatchlings on the beach nor to tell if a greater number of live hatchlings were produced in the clutch.

Nowadays, regular nesting in continental Brazil of the leatherback and four other sea turtle species (*Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea*



Figure 1. Map of Brazil. Arrows point to locations (small circles) of occasional leatherback nests (year in parentheses). The only known regular leatherback nesting area in Brazil, in the State of Espírito Santo, is also shown. The horizontal line at latitude 21°40'S marks the approximate southern boundary of the present range of regular sea turtle nesting for any species in Brazil.

and *Chelonia mydas*) only occurs from the northern coast of State of Rio de Janeiro (about latitude 21˚40'S) to the north (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). To the south of that range, Arraial do Cabo stands out as a special place, as in that part of the Brazilian coast there is a sizeable upwelling system which produces generally cold waters there, mainly around the summer (November-April), leading to a cold, dry microclimate in that region (Costa & Fernandes 1993; Valentin 2001). Temperatures seem to make beaches there particularly unsuitable for regular sea turtle nesting, although other physical and morphological characteristics of many of those beaches appear adequate for nesting. The leatherback nesting in Arraial do Cabo reported here is an occasional one; no regular sea turtle nesting occurs there.

In Brazil, very occasional leatherback nesting has been observed in the southern part of the coast. There was one nest in Içara, State of Santa Catarina, and one in Torres, State of Rio Grande do Sul, both in 1995 (Soto *et al*. 1997), and two nests in Florianópolis, State of Santa Catarina, in 1999 (Anonymous 1999a, 1999b) (Figure 1). A nest was also reported in 1990 from Prado, southern State of Bahia (Claudio Bellini, pers. comm. 1999) (Figure 1). However, the only place where regular leatherback nesting is known to occur is located about 400 km to the north of Arraial do Cabo, on the northern coast of the State of Espírito Santo, about 100 km north of the State capital of Vitória (Figure 1). Nesting occurs mainly on the beaches of Comboios and Povoação (around latitude 19Ỳ35'S), where two stations of Projeto TAMAR, the Brazilian sea turtle conservation program, are located. A small number of females, about 5 per year on the average, are estimated to nest in the State of Espírito Santo (Projeto TAMAR, unpublished data).

In Espírito Santo, about 92% of the leatherback nests occur between October and January, and the incubation period ranges from 56 to 90 days (Projeto TAMAR, unpublished data). The last nest recorded in Espírito Santo in 2000/2001 occurred on 15 January 2001 (Projeto TAMAR, unpublished data). So, the date of laying of the putative nest in Arraial do Cabo falls within Espírito Santo's main nesting season, even allowing for a possibly more extended incubation period in Arraial do Cabo, due to lower sand temperatures there.

Sea turtles, although generally showing marked philopatry, are known to stray sometimes in their nesting attempts. Genetic analyses through the use of mtDNA suggest that leatherback turtles have a somewhat reduced sense of natal homing, when compared to other sea turtle species (Dutton *et al*. 1999). Eckert *et al.* (1989) present data from three leatherback nesting areas in the Caribbean, indicating that generally less than 10% of the number of turtles in each population stray in their nesting attempts within a season. If turtles of other leatherback populations stray at the rate found in the Caribbean, this means that, for a nesting population as small as the one in Espírito Santo, stray nests should be very rare in absolute numbers.

The nest in Arraial do Cabo, as well as the one reported in 1990 from Prado, southern State of Bahia, about 220 km north of the beaches in Espírito Santo, could both be stray nests from the Espírito Santo population. Genetic analyses, whenever tissue samples are available, might help to clarify this matter. It should be noted that the distances from Arraial do Cabo and Prado to the main nesting beaches in Espírito Santo are greater than distances compiled by Eckert *et al.* (1989) for intraseasonal movements of leatherback turtles between nesting areas in the Caribbean and in several other places around the world.

Although the leatherback population in Espírito Santo is a likely source for the nests in Arraial do Cabo and Prado, the occasional nests in Brazil farther to south, in the States of Santa Catarina and Rio Grande do Sul (Anonymous 1999a, 1999b; Soto *et al*. 1997), are more difficult to explain with the straying argument, as those states are located at more than 1000 km from the State of Espírito Santo, and more than 800 km from the southern limit of the present range of regular sea turtle nesting for any species in Brazil (Figure 1). Outside Brazil, the nearest leatherback nesting site in the Atlantic is located in French Guiana (Girondot & Fretey 1996), about 4000 km from Espírito Santo along the South American coast, and other important nesting sites exist at greater distances, in the Caribbean and Africa (Spotila *et al.* 1996). These distances make it unlikely that the occasional nests in central-southern Brazil are strays from those far-away populations.

In Brazil, sea turtles are known to have nested in greater numbers in the past (that is, before widespread exploitation) than they do today (Medeiros 1983), although no quantitative information is available on this matter. The southern limit of regular sea turtle nesting in the past is not known. Historical patterns of leatherback nesting might help to explain occasional nests like the one in Prado, State of Bahia, to the north of the present day southern limit of the range of regular nesting (Figure 1). Occasional nesting to the south of that range, where temperatures are presumably unsuitable for adequate incubation, are harder to explain. One of the leatherback clutches found in the State of

Santa Catarina in 1995 showed no signs of embryonic development, while the other clutch did produce hatchlings, although the hatching success can not be computed, as the nest was not located (Soto *et al*. 1997). The reasons for the occasional nests are unknown. They could be the direct consequence of particular physiological and/or environmental conditions, or they could be simply the result of occasional failure of the navigational abilities of leatherback females, who then randomly choose, along the course of their migratory routes, a beach to nest.

Acknowledgements: We thank the fishermen who found the hatchlings; Salvatore Siciliano (Museu Nacional, Rio de Janeiro), Iris Bastos and Alexandre Braile (Reserva Extrativista Marinha de Arraial do Cabo / IBAMA) for logistic support in Arraial do Cabo; Marcelo Soares and Marta Cardoso (Museu Nacional, Rio de Janeiro) for their help with the museum specimens; Juarez Scalfoni and Cecília Baptistotte (Projeto TAMAR-IBAMA) for kindly providing Espírito Santo's nesting data; Jack Frazier for helpful discussions and guidance concerning the Arraial do Cabo nesting; and Matthew Godfrey for critical reading and suggestions which improved the manuscript.

ANONYMOUS. 1999a. Tartaruga gigante na Ilha surpreende biólogos. Diário Catarinense, Florianópolis, 3 January 1999.

ANONYMOUS. 1999b. Tartaruga desova na praia do Campeche. O Estado, Florianópolis, 18 January 1999.

COSTA, P.A.S. & F.C. FERNANDES. 1993. Seasonal and spatial changes of cephalopods caught in the Cabo Frio (Brazil) upwelling ecosystem. Bulletin of Marine Science 52: 751-759.

DUTTON, P.H., B.W. BOWEN, D.W. OWENS, A. BARRAGAN & S.K. DAVIS. 1999. Global phylogeography of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). Journal of Zoology (London) 248: 397-409.

ECKERT, K.L., S.A. ECKERT, T.W. ADAMS & A.D. TUCKER. 1989. Inter-nesting migrations by leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) in the West Indies. Herpetologica 45: 190-194.

GIRONDOT, M. & J. FRETEY. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. Chelonian Conservation and Biology 2: 204: 208.

MARCOVALDI, M.A. & G.G. MARCOVALDI. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35-41.

MÁRQUEZ, R.M. 1990. Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. FAO Fisheries Synopsis No. 125. FAO, Rome, Italy. 81 pp.

MEDEIROS, R. 1983. Espírito Santo: maldição ecológica. Coleção Reportagens, vol. 1. ASB, Rio de Janeiro, Brasil. 90 pp.

SALMON, M. & B. E. WITHERINGTON. 1995. Artificial lighting and seafinding by loggerhead hatchlings: evidence for lunar modulation. Copeia 1995: 931-938.

SOTO, J.M.R., R.C.P BEHEREGARAY & R.A.R.P REBELLO. 1997. Range extension: nesting by *Dermochelys* and *Caretta* in southern Brazil. Marine Turtle Newsletter 77: 6-7.

SPOTILA, J.R., A.E. DUNHAM, A.J. LESLIE, A.C. STEYERMARK, P.T. PLOTKIN & F.V. PALADINO. 1996. Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going extinct? Chelonian Conservation and Biology 2: 209-222.

VALENTIN, J.L. 2001. The Cabo Frio upwelling system, Brazil. In: U. Seeliger & B. Kjerfve (Eds.). Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Springer-Verlag, Berlin, Germany. pp. 97-105.

ANNOUNCEMENTS

Brazilian Plan for Reduction of Incidental Sea Turtle Capture in Fisheries

Mortality due to escalating incidental captures in coastal and oceanic fisheries constitute one of the most challenging issues in sea turtle recovery and protection. By 1990, fishery related bycatch of these species was already widely considered the greatest anthropogenic cause of their mortality.

For twenty one years, the TAMAR/IBAMA Project has been consistently and continuously working towards protection of the main nesting areas for these reptiles in Brazil. Creative strategies centered around community involvement and public awareness have been key to consolidating the concrete and widely recognized achievements of this effort. The Project has gone beyond direct protective action to include: monitoring and research along approximately 1000 km of beach in the principal sea turtle nesting and feeding areas; involvement (through direct employment) of over 450 fishermen and coastal community residents; training of approximately 120 senior level students each year; publication of various scientific articles and presentations at congresses; coordinating environmental education programs in areas surrounding the 20 conservation and research bases; and creating economic non-consumptive alternatives for the communities in which it works.

Sea turtle feeding grounds became a priority for directed and consistent action by the TAMAR-IBAMA Project in the early 1990's. Incidental capture in coastal fisheries, some of which are artisanal, was proven to be high in these areas. Research and strategies already employed by the Project were strengthened at such sites, notably:

(i) at the Fernando de Noronha Station and the Atol das Rocas Biological Reserve, where mark and recapture studies of juveniles were conducted using diving methods;
(ii) at the Pirambu - SE station, where incidental capture in shrimp fisheries during nesting season was monitored and addressed;
(iii) along the coast of Paraná, Santa Catarina and São Paulo, as preliminary mortality evaluations were carried out;
(iv) in Ubatuba, north coast of São Paulo, where the first Foraging Ground Research Station was established in 1991, followed by the second in 1992 in Almofala, west coast of Ceará.

These efforts generally amplified the organization's agenda by stimulating projects directed towards the bycatch problem in coastal areas or near oceanic islands where TAMAR was already engaged.

In recent years, national and international concern has focused increasingly on evaluating the interaction between sea turtle conservation and fisheries in a more systematic and integrated fashion. Contact with the longline fishery in particular results in considerable (and not clearly assessed) sea turtle mortality on one hand, and losses to fisheries, due to lowered productivity of target species and affected equipment, on the other.

In October of 2000, the Second Session of the IUCN World Conservation Congress (Aman, Jordan) established Resolution 2.65. In this act, which specifically concerns incidental capture of sea turtles in longline fisheries, the IUCN requests of the FAO a technical consultation to assess this phenomenon. Also included is an invitation to work in the same regard, extended to states, fishing organizations, and other potentially interested parties.

In the South Atlantic, fishing efforts for tuna and co-occurring species by Brazilian and foreign fleets are escalating. This elicits concern for sea turtles occurring along the Brazilian coast. The fishery mainly uses the long-line and drift-net methods thought to be of foremost risk to marine turtles. Recent preliminary results from pertinent studies in the Exclusive Economic Zone of this coast highlight the urgency of increasing efforts to assess problems and seek solutions (REVIZEE-MMA Program, Barata *et al*. 1998). The National Plan for Reducing Incidental Sea Bird Capture in long-line fisheries, currently being carried out in Brazil (IBAMA - CEMAVE - Center for Avian Conservation Research), would serve as an example in this regard.

In order to integrate information and results of already existing efforts, the TAMAR-IBAMA Project began, towards the end of 2001, to develop a group of strategies.

These constitute an "*Action Plan for the Reduction of Incidental Sea Turtle Capture in Fisheries*".

This Plan is being developed in conjunction with TAMAR's Regional Leadership and Research Stations, as well as prominent and potential institutional partners. These include IBAMA's Specialized Centers for Fishery Resources, the Ministry of the Environment, the Universities, NGOs and Museums dedicated to marine research, the Ministry of Agriculture, and the national fishery sector.

To achieve these objectives the following measures must be upheld:

(i) creation of a specific coordination responsible for the sea turtle and fisheries interactions;
(ii) prioritization of strategies already established by TAMAR to reduce incidental capture;
(iii) work preferentially with partnerships in current similar programs;
(iv) pursue financial support for specific high priority projects while not compromising continuation of already established work;
(v) seek gradual involvement of key social parties through voluntary participation; and
(vi) propose adequate policies and enforcement.

To achieve concrete and long-lasting results, it is necessary to adhere to a complex and wide-ranging group of strategies, which do not interfere with currently established protection measures. These include assessing existing infrastructure and seeking any necessary institutional reinforcement.

The approaches listed below will be discussed with all parties involved, and are defined in a preliminary fashion as follows:

1. Evaluate fishery activities, which pose risks to sea turtles through incidental capture.
2. Promote research to qualify and quantify fishery related sea turtle mortality.
3. Evaluate and quantify possible socio-economic losses correlated with incidental capture of sea turtles, and suggest alternatives.
4. Assess, evaluate and improve existing mitigation measures and develop new ones for current and future fisheries.
5. Effectively apply known mitigation measures for these fisheries.
6. Identify and promote protection of sea turtle foraging grounds, resting areas and migratory corridors in Brazil.
7. Develop and implement educational programs for those involved in fisheries regarding fishery practices, which are compatible with sea turtle conservation.
8. Expand and improve on-board observer programs to record interactions between sea turtles and fisheries.
9. Expand public involvement in sea turtle conservation.
10. Contribute technical criteria and guidelines for certification processes.
11. Encourage cooperation between corporations, non government organizations, the government, and international and national research institutions to develop and implement this Plan.
12. Support international collaboration and exchange of data regarding sea turtle mortality and population status.
13. Disseminate this Plan as well as sea turtle conservation needs in both Brazilian and international fora.

This Action Plan will be implemented in a cyclical annual framework. It will be monitored, evaluated, and reformulated throughout the process of implementation, based upon analysis of results and detected problems (adaptive planning), as well as in depth discussions with institutional partners.

M.A. Marcovaldi[2], J.C. Thomé[1], G. Sales[1], A.C. Coelho[1], B. Gallo[2], C. Bellini[1]
[1] Projeto TAMAR-IBAMA. Caixa Postal 2219 Rio Vermelho, Salvador, Bahia, Brazil
[2] Fundação Pró-TAMAR. Caixa Postal 2219 Rio Vermelho, Salvador, Bahia, Brazil

O desafio da formação do gestor socioambiental

Victor Patiri

1. A Criação de um teatro (ambiente) híbrido que permite as ações integradas entre o Estado e a Sociedade Civil.

O Brasil, a exemplo de outros países tropicais, apresenta como um dos seus principais desafios superar o paradoxo de conciliar as premissas estabelecidas pela Agenda 21 local, lançada em julho de 2002, durante os preparativos para a Conferência de Johannesburgo com a execução do receituário econômico determinado pelas agências multilaterais às economias periféricas.

Durante a década de 90, sob a égide do neoliberalismo, que induziu ao encolhimento do aparato estatal, restringiu-se cada vez mais as ações governamentais no âmbito socioambiental, portanto, a utopia de se atingir a equidade social tornou-se cada vez mais distante.

Esta realidade pode ser observada através do significativo aumento da concentração de renda e pobreza ocorrido no País nestes últimos anos. Com o Coeficiente de Gini de 0,59 (Kliksberg, 2001), o Brasil situa-se entre os quatro países de maiores níveis de desigualdade social do mundo. (Barros, Henriques e Mendonça, 2000).

Como alternativa, a Constituição Federal-CF de 1988 criou condições para a descentralização da formulação de políticas e programas, permitindo, assim, que estados, municípios e organizações da sociedade civil pudessem ter a oportunidade de assumir posições mais ativas nas questões publicizáveis de interesse público, que incluem as ações socioambientais em âmbito regional e local. A CF também incorporou, em capítulo específico, as questões referentes ao meio ambiente[1].

Esta possibilidade de se estabelecer ações integradas se insere em um contexto em que o Estado entende que a conservação do meio ambiente é uma ação publicizável, podendo, desta forma, repassar parte da execução dessas ações às organizações do terceiro setor. Essas estratégias são baseadas no princípio da subsidiariedade, que estrutura-se sobre duas idéias básicas ou seja: a de incentivo aos direitos individuais e a de incentivo e ajuda à iniciativa privada.

Ligada a idéia da reforma do Estado, ou seja, de diminuir o tamanho do aparelho administrativo, transformando o "Estado prestador de serviço" em "Estado subsidiário", de acordo com Di Pietro (2001) a subsidiariedade pode ser interpretada sob três enfoques: a) a limitação à intervenção estatal; b) a coordenação por parte do estado de se criar condições que permitam aos particulares (organizações da sociedade civil) o sucesso de seus empreendimentos desde que acompanhados da devida fiscalização, e; c) do fomento à formalização de parcerias entre o público e o privado.

As estratégias de atuação do Programa Nacional de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas-Projeto TAMAR se encontram inseridas nestas três interpretações sugeridas. Na prática, observamos que o "regime de parcerias" entre o público e o privado cria um teatro (ambiente) híbrido que busca tornar mais consistente as ações do Projeto TAMAR, presente em 20 estações (bases) operacionais localizadas em pequenas comunidades litorâneas de 08 estados do Brasil.

[1] Constituição da Republica Federativa do Brasil, Titulo VIII – da Ordem Social, Capitulo VI, Do meio ambiente (art. 225)-NA.

Por um lado o Estado, representado pela sua agência oficial de execução das políticas ambientais, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis-IBAMA, tem o papel de cumprir as obrigações previstas no artigo 205 da CF da República do Brasil que tratam da preservação da diversidade e integridade do patrimônio genético, proteção da fauna e flora e fiscalização das práticas que colocam em risco sua função ecológica. Neste contexto, se insere a preservação de 05 (cinco) espécies de tartarugas marinhas (*Caretta caretta*; *Eretmochelys imbricata*; *Chelonia mydas*; *Lepidochelys olivacea* e *Dermochelys coriacea*), animais que se encontram na lista oficial de flora e fauna brasileira ameaçados de extinção, portanto, protegidos por lei.

Por outro lado, temos a participação da sociedade civil que atuando como elemento estabilizador, vem sendo capaz de proporcionar, ao longo destes anos, a continuidade das ações pactuadas com o estado. Essa parceria com a sociedade civil permite mitigar os efeitos negativos inerentes às constantes oscilações de natureza orçamentária e às sucessivas alternâncias dos quadros de lideranças do órgão governamental. A parceria entre a Fundação PRÓ-TAMAR e o IBAMA se insere neste contexto.

A constância de um dos atores tornou-se condição *sine qua non* para o estabelecimento de valores de credibilidade, respeito e laços de confiança com as comunidades inseridas nas áreas de atuação do Projeto. Criaram-se condições para a formação de opinião pública favorável.

2. A Metamorfose de um Projeto Ambientalista para um Programa Socioambiental

Proteger as tartarugas marinhas é a missão do Projeto TAMAR. Entretanto, para atingi-la, foi sendo endogeneizado, na cultura organizacional, o paradigma do "ecodesenvolvimento" (Sachs, 1986). Na medida que os gestores das bases operacionais foram fixando moradia nas comunidades adjacentes às áreas de execução das atividades de proteção das tartarugas marinhas.

Deste modo, as expectativas das comunidades autóctones puderam ser mais facilmente percebidas, através da convivência cotidiana e do compartilhamento dos mesmos valores. Portanto, a partir do respeito às idiossincrasias locais, o Projeto TAMAR foi aprendendo a trabalhar com as tradições culturais e artísticas de cada localidade.

Paulatinamente, as pessoas que viviam nas comunidades situadas no entorno das áreas monitoradas (ou protegidas), e que possuíam conhecimento tácito sobre o comportamento das tartarugas marinhas, foram sendo chamadas para integrar os planos de execução da conservação destes animais e passaram a ser conhecidos pelo nome de *tartarugueiros ou carebeiros*.

A partir da matriz "ecossistemas/culturas" (Sachs, 2000) começaram a ser implementados programas de sensibilização dos moradores locais, utilizando a tartaruga marinha como "espécie bandeira", associada à valorização cultural e ao desenvolvimento de alternativas econômicas apropriadas, conforme os padrões de sustentabilidade ambiental.

A estratégia de estender as suas ações à área social possibilitou ao Projeto TAMAR estabelecer elos de ligação com a comunidade local. Deste modo, foram criados três grupos de atividades que propõem manter esta situação: a) os programas educativos; b) as valorizações culturais e c) as alternativas econômicas sustentáveis, conforme fig.1

Os Programas Educativos compreendem cursos de formação de guias mirins, recepção de grupos dirigidos, principalmente de estudantes, realização de palestras externas, exposições itinerantes e apoio às atividades promovidas pela rede escolar – pública e privada.

Os Programas de Valorização Cultural prevêm o apoio à organização de festas folclóricas regionais como a Puxada do Mastro, Caboclo Bernardo, e de festas religiosas; Programa Culturarte, grupos folclóricos – Bandas de Congo de Regência, Quadrilhas Juninas, Programa Culturarte, "Capoeira das Tartarugas" , Lariô da Tartarugas, Grupos de Teatro.

As Alternativas Econômicas Sustentáveis se dividem em duas: geração de emprego e renda e apoio a grupos produtivos locais.

A geração de empregos se refere às atividades institucionais como o manejo das tartarugas marinhas, o atendimento oferecido nos Centros de Visitantes e a confecção e venda de Produtos "TAMAR". O apoio a grupos produtivos locais compreende as oficinas de artesanatos com matéria prima da região para a confecção de rendas e bordados, oficinas de papel reciclado e embalagens, côco, adesivos – beneficiamento de pescado (*fish-burguer*), hortas e cultivos comunitários de mexilhões e ostras.

Estas ações interagem e com o passar dos anos, acabam por refletir no comportamento das comunidades. A valorização dos aspectos associados à conservação racional do meio ambiente, que são incorporados no cotidiano da grande maioria dos moradores locais, pode ser observada nas atividades lúdicas realizadas com as crianças, nos objetos produzidos pelos artesões locais e nas indumentárias e letras das músicas utilizadas durante as apresentações dos grupos folclóricos.

A endogeneização de valores de conscientização do meio ambiente parece também facilitada pelo fato de muitos dos participantes destas atividades membros de uma mesma família ou amigos. São artesões, pescadores, estudantes - crianças e adolescentes, mães de família, formadores de opinião, líderes comunitários que discutem em família ou em ambientes sociais as relações de trabalho e lazer, os desafios e as oportunidades de cada um, aparecendo sempre como pano de fundo as questões ambientais fomentadas pelo Projeto TAMAR, sejam estas positivas ou negativas.
Assim, através da construção de vínculos e de redes de relacionamento, o Projeto conseguiu por difusão atingir todo o tecido social comunitário.

Conforme Sachs (1986), com o seu paradigma do ecodesenvolvimento, "ao se reagir contra um ecologismo exagerado surge a constante possibilidade de um esforço criador para o aproveitamento da margem de liberdade oferecida pelo meio". Cerca de 680 pessoas encontram-se vinculadas diretamente às ações promovidas pelo Projeto TAMAR, quer seja na área de conservação das tartarugas marinhas, quer seja nas atividades de inclusão social e na gestão institucional.

Em estágio mais avançado, o TAMAR atinge também beneficiários indiretos, principalmente no entorno dos seus centros de visitantes, que se localizam em locais onde a estratégia de desenvolvimento do turismo foi centrada na valorização da beleza cênica associada à preservação das características ambientais, como a Praia do Forte, na Bahia e o Arquipélago de Fernando de Noronha, em Pernambuco. Nesses locais, que passaram a fazer parte dos destinos dos grandes *tradings* turísticos internacionais, o trabalho de conservação das tartarugas marinhas desempenha papel estratégico, colaborando para movimentar a economia e atrair novos investimentos privados. A título de exemplo, somente em 2001, os Centros de Visitantes TAMAR, com seus tanques, aquários marinhos, pontos de vendas de produtos artesanais e temáticos e praça de alimentação, receberam 1,5 milhões de pessoas[2].

A simbiose entre o ecoturismo e o uso contemplativo das tartarugas marinhas constitui-se, atualmente,

[2] Projeto TAMAR-IBAMA/Fundação PRÓ-TAMAR. Revista do TAMAR n°05, 2002. p.05

numa das principais receitas para manter o programa além das outras atividades institucionais.

Todas as ações são realizadas através das 20 bases operacionais localizadas em cerca de 1000 km de praias e ilhas oceânicas em oito estados do Brasil. Estas unidades são descentralizadas e encontram-se agrupadas, horizontalmente, em rede, estratégia que permite maior flexibilidade na gestão e possibilidade de suprir e interpretar diferentes demandas locais. "Só quem conhece o lugar, quem vive aquela experiência, é capaz de oferecer certos serviços" (Araújo, 2000).

Neste contexto, o Projeto TAMAR foi se transformando, durante sua trajetória, de um projeto ambiental para socioambiental. Ele realiza esta evolução organizacional operando dentro de uma *pluriculturalidade*, agregando características das diversas culturas locais, realizando ações que promovem a conservação da biodiversidade ao mesmo tempo que respeita tradições locais, distribuição geográfica, captação de recursos e gestão da informação.

Este fenômeno ilustra a complexidade dos programas e projetos que visam à gestão adequada de recursos naturais e que progressivamente tem assumido um caráter interdisciplinar (Fonseca e Pinto, 1996). Demonstra também a própria evolução do movimento ambientalista, iniciado no início dos anos 80, que precisava ir além das denúncias, sendo capaz de propor soluções e acompanhar a sua própria execução.

3. A formação dos gestores socioambientais dentro do Projeto TAMAR

Quem são os gestores do TAMAR? Como foram "lapidados"? Quais devem ser seus atributos?Estas questões devem ser respondidas dentro do contexto da história recente das políticas públicas brasileiras e também da própria organização.

Até o final da década de 70 observava-se uma ausência de estratégias coercitivas por parte das políticas públicas direcionadas à conservação ambiental de áreas marinhas no Brasil. Por outro lado, na ausência de um regime democrático no País, o movimento ambientalista era incipiente. Conseqüentemente estes fatores influenciavam as universidades brasileiras a priorizarem a formação de novos profissionais ligados à área de Biologia e afins para trabalharem, nas questões ligadas aos oceanos, quase que exclusivamente em instituições de ensino e pesquisa.

Pelo lado da própria organização, os recursos eram limitados para a contratação de profissionais e simultaneamente havia a necessidade de adaptar para a realidade local as premissas metodológicas das normas internacionais de conservação das tartarugas marinhas.

Portanto, a busca de profissionais especializados em uma área de atuação ainda em construção tornou-se um grande desafio para o Projeto TAMAR. O núcleo inicial dos gestores era dotado de formação científica e pouca formação gerencial. Esse conhecimento foi sendo adquirido a partir do que foi sendo gerado dentro do próprio ambiente de trabalho, com os desafios e soluções próprios do *learn by doing.*

A aprendizagem de habilidades extra-curriculares é transmitida durante os programas de treinamento direcionados a estudantes e recém-formados, que permanecem, durante o período de seis meses, em regime de imersão no ambiente da cultura organizacional.

A principal finalidade é formar recursos humanos especializados, capazes de atuar dentro das exigências do campo específico de trabalho, ou seja, conciliar conflito de interesses: a conservação de recursos naturais ameaçados de extinção, neste caso as tartarugas marinhas e as necessidades das

populações locais .

Os *trainees* colaboram com as necessidades básicas do Projeto TAMAR, executando atividades cotidianas como os trabalhos de gestão institucional, conservação e manejo, educação ambiental e atendimento ao público em geral.

Na medida em que vão surgindo novas oportunidades de trabalho, os *trainees* são incorporados à equipe de profissionais do Projeto TAMAR. Serão os futuros gestores das bases operacionais. O processo de "incubação" desses novos profissionais continua sendo desenvolvido, praticamente, em todas as bases operacionais. A cada ano são treinados regularmente cerca de 60 pessoas.

Muitos desses *trainees* partem para iniciar suas carreiras profissionais em outros programas congêneres ou em organizações públicas voltadas para a preservação do meio ambiente.

Esse processo de formação é imprescindível para o próprio Projeto TAMAR, pois além de formar novas lideranças, é uma alternativa possível à perda freqüente de profissionais cooptados pelos setores privado e estatal, que estão sempre à procura de profissionais experientes oferecendo, muitas vezes, melhores condições de remuneração.

O gestor socioambiental tem como principais desafios a busca da sinergia institucional e com a comunidade; a conservação ambiental associada à inserção social e à eficiência econômica; e a construção de consenso entre atores com interesses diversos.

Partindo-se do princípio que o conceito de gestão social encontra-se diretamente relacionado com processos de análise, formação, implementação, monitoramento e avaliação de políticas e programas, podemos afirmar que todo executor de base operacional do Projeto TAMAR é antes de tudo um gestor socioambiental.

Neste contexto, um programa desta natureza necessita de profissionais que possuam além do conhecimento formal teórico, um conjunto de competências e habilidades adicionais, que destacamos a seguir:

4. Os atributos do Gestor Socioambiental

4.1 Ser Multidisciplinar

No atual paradigma de desenvolvimento, as questões ambientais encontram-se endogeneizadas. A atenção às idiossincrasias locais são destacadas nas propostas de desenvolvimento, base da concepção da Agenda 21.

O sucesso de um programa de conservação da natureza depende do respeito e atendimento às necessidades das comunidades locais. Ao abordar a ecologia, a dimensão temporal é de longo prazo, portanto, não existe *imediatismo.P*ara se planejar estratégias que sejam eficazes, não se deve perder de vistas essas particularidades.

Nesta nova ordem, é importante preparar o campo de trabalho para possibilitar aos gestores socioambientais a não se restringirem à epistemologia cartesiana de sua formação. Além do conhecimento científico, devem possuir a sensibilidade necessária para tratar de assuntos relacionados aos aspectos sociais e culturais. Neste cenário de trabalho, deve estar habilitado para trabalhar com

outros especialistas de diferentes disciplinas. Segundo Sachs (1986), para se atingir eficazmente o interdisciplinar, "deve-se abrir o diálogo com outras disciplinas e ao mesmo tempo fazer um esforço de auto-análise para compreender igualmente a especificidade e as limitações do campo de origem". O gestor socioambiental deve, portanto, ser um eterno aprendiz.

4.2 Trabalhar de forma consensual e participativa

Os parâmetros prevalecentes na gestão socioambiental giram em torno da noção de bem público e cidadania. Neste contexto, conforme aponta Kliksberg(1997), o gestor deve ter como atributos centrais a capacidade de articulação e de negociação, uma vez que, trabalha para a construção da cidadania em uma sociedade cada vez mais multifacetada. Diferente do gestor privado que se caracteriza pela agressividade e competitividade no alcance de metas do empreendimento, o gestor social lida com a emergência de grupos de interesse com diferentes demandas sócio-econômicas e políticas.

4.3 Ser um entusiasta da causa e ter certo grau de messianismo

Nas instituições pertencentes ao terceiro setor, com atividades de fim público, as pessoas trabalham de forma engajada porque geralmente acreditam na causa. O sucesso dessas organizações depende da formação de uma cultura organizacional baseada no compartilhamento de valores e crenças. Segundo Hudson (1999), o sucesso precisa basear-se numa compreensão das várias crenças defendidas pelas pessoas em partes diferentes da organização. É exatamente esta compreensão que ajuda a superar crises do setor, inclusive as de ordem financeira, diferentemente do que aconteceria nos outros setores. Neste sentido, cabe à elite dirigente persuadir os seus colaboradores a prosseguirem mesmo em condições adversas.

Entretanto, ressalta Tenório (1998), apesar da freqüente motivação do corpo técnico e gerencial, as organizações do terceiro setor freqüentemente apresentam dificuldades em motivar o pessoal vinculado à área administrativa. Talvez, por não se identificarem tão fortemente com a missão organizacional, tendem a demandar remunerações e benefícios mais satisfatórios.

No Projeto TAMAR cabe ao gestor a importante missão de ser o grande comunicador, capilarizando a cultura institucional para os distintos níveis de hierarquia, desde o corpo técnico, o administrativo, os *trainees*, os atendentes, até os *tartarugueiros*.

4.4 Ser flexível e desenvolver "resistência emocional"

Programas com a característica do Projeto TAMAR caracterizam-se por não serem estáticos. Se autotransformam induzidos por sua própria pressão e pela vulnerabilidade ao meio externo. Defrontam-se com contínuas mudanças não previstas, sendo que, em alguns casos enfrentam, problemas de volatilidade causados pela escassez de recursos e também pelos conflitos de interesses.

Esses programas ambientais por atuarem tanto em grandes centros urbanos quanto em pequenas comunidades isoladas, demandam que os gestores sejam capazes de realizar a migração de um ambiente ao outro. Portanto, para manter a homeostasia organizacional o gestor necessita ser extremamente flexível e sociável, precisam saber dialogar com ministros e pescadores.

4.5 Trabalhar de maneira horizontal

Para as ciências sociais, as redes se definem como a coordenação horizontal entre diferentes atores interessados em um mesmo assunto a fim de negociar e acordar soluções. De acordo com Loiola & Moura (1997) as redes sociais, ou de solidariedade "correspondem a articulações/interações entre organizações, grupos e indivíduos vinculados a ações e espaços reivindicatórios, visando à mobilização de recursos, no intercâmbio de dados e experiências e a formulação de projetos e política". As redes se multiplicam e têm sido utilizadas como instrumentos de gestão inovadores nas organizações.

Essencialmente, o padrão de organização do Projeto TAMAR, é um padrão de rede. Com bases operacionais dispersas geograficamente, em pontos estratégicos da costa brasileira, as relações entre os gestores são horizontais. Não existe um único centro decisor, caracterizando, assim, a gestão sistêmica da organização. Neste sentido, coordenadores, técnicos, e colaboradores associados modelam múltiplos fluxos de informação, que se retroalimentam. Trocam experiências que buscam aprendizagem coletiva e melhores resultados. Os gestores possuem autonomia gerencial, que por sua vez, também é um estímulo ao próprio empreendedorismo do Projeto.

Considerando que a preservação efetiva de animais, classificados como "recurso natural compartilhado", depende do desenvolvimento de esforços integrados entre todos os países inseridos em suas rotas migratórias, o Projeto TAMAR também interage com outros programas congêneres no exterior.

Tanto na área de pesquisa científica quanto na gestão institucional, os gestores do Projeto TAMAR participam de grupos de especialistas nacionais e internacionais, compartilhando experiências e conhecimentos.

5. Conclusão

Como alternativa à crise do Estado contemporâneo, surge, durante os anos 90, um novo padrão de relação entre Estado-Sociedade. Baseia-se na idéia principal que a responsabilidade do cidadão e de suas organizações é complementar e não apenas suplementar ao dever do Estado (Franco, 2002). O documento da Agenda 21 apresenta como princípio fundamental para a sua implementação a construção de parcerias e cooperação entre países, diferentes níveis de governo e entre vários segmentos da sociedade.

Este paradigma de relacionamento pressupõe uma ampla articulação entre todos os segmentos da sociedade e devolve à sociedade civil papel estratégico na condução da coisa pública. Coloca muitas esperanças nas ações que o Terceiro Setor pode realizar para combater a pobreza e a exclusão social, fortalecer a cidadania e melhorar a qualidade de vida das populações.

O sucesso da parceria Estado - Terceiro Setor, vista a partir do Projeto TAMAR, é uma evidência de que é possível trabalhar nesta direção. Entretanto, para se consolidar, as parcerias precisam de um lado, líderes maduros e de outro, gestores públicos dispostos a trabalhar horizontalmente, sob novos arranjos cooperativos, envolvendo múltiplos atores.

O Brasil possui cerca de 250 mil entidades sem fins lucrativos. Apesar desse número significativo, essas organizações são ainda, na sua grande maioria, frágeis. Para que elas possam ser atores substantivos do processo de transformação da sociedade, torna-se necessário dispor de estratégias que

estimulem capacitar os seus recursos humanos. Somente gestores sociais devidamente capacitadas, com sentido de missão e liderança carismática, serão capazes de catalizar os processos de consolidação destas organizações.

Neste contexto, as universidades possuem papel relevante na incubação e lapidação dos novos gestores sociais, não somente dotando-os de conhecimento formal, mas também de competências e habilidades novas. Que elas ajude-os a tornarem-se transversais e multidisciplinares em seu campo de ação. Além de transmiti-lhes "ferramentas com seus conteúdos convencionais de gestão", devem incentivá-los a serem solidários, participativos e atores do processo de construção da cidadania. Este é o espírito que permeia as ações do Terceiros Setor.

As universidades e instituições de ensino não deveriam deixar de contemplar líderes comunitários e de movimentos sociais, que não tiveram a oportunidade de acesso ao ensino fundamental ou avançado. Para construir uma proposta democrática de formação de gestores sociais, é necessário lançar mão de métodos alternativos de construção de conhecimento.

A transformação da sociedade deve partir de todos os níveis e em todas as direções e deve ter como objetivo último o bem-estar do cidadão comum.

6. Bibliografia

Araújo, Tânia B. – "Ensaios sobre o desenvolvimento brasileiro – heranças e urgências" Revan, Rio de Janeiro, 2000. pp.349-359.

Barros, Ricardo P., Henriques, R. E Mendonça. A evolução recente da pobreza e da desigualdade: marcos preliminares para a política social no Brasil in Cadernos Adenauer 2000 nº 01, Fundação Konrad Adenauer, Pobreza e Política Social, São Paulo, pp.11-21.

Di Pietro, Maria Sylvia Zanella As novas regras para os servidores públicos in Cadernos FUNDAP 2001 n°22, São Paulo p. 28.

Franco, Augusto de Pobreza & desenvolvimento local. Brasília, ARCA Sociedade do Conhecimento, 2002. pp. 57-81.

Fonseca, Gustavo A.B. e Pinto, Luiz P.S. O Papel das ONGs. In: Lopes, Ignez V et. Al. (Org.). Gestão ambiental no Brasil: experiência e sucesso. Rio de Janeiro, Fundação Getúlio Vargas, 1996. pp. 295-346.

Hudson, Mike. Administrando organizações do Terceiro Setor: o desafio de administrar sem receita. Makron Books, São Paulo, 1999. pp. 268-269.

Kliksberg, Bernardo. O desafio da exclusão: para uma gestão eficiente, FUNDAP, São Paulo, 1997.

_____ Falácias e mitos do desenvolvimento social Cortez & UNESCO, Brasília, 2001. pp. 105-147.

Loiola, Elisabeth e Moura, Suzana Fonseca Análise de redes: uma contribuição aos estudos organizacionais. In: Fisher, Tânia (org.) Gestão contemporânea: cidades estratégicas e organizações locais . Rio de Janeiro, Fundação Getúlio Vargas, 1997. pp.53-68.

Sachs, Ignacy. Ecodesenvolvimento: crescer sem destruir. São Paulo, Vértice, 1986. pp.09-43.

_____ Espaços, tempos e estratégias de desenvolvimento. Vértice, São Paulo, 1986. pp. 30-37.

_____ Caminhos para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro, Garamond, 2000. p.65-78.

Tenório, Fernando G.. Gestão de ONGs : principais funções gerenciais. Rio de Janeiro, Fundação Getúlio Vargas, 1997. pp. 79-93.

7. Resenha Biográfica

Victor Patiri

Graduado em Oceanologia na Universidade de Rio Grande-RS, Brasil. Possui habilitação em oceanografia biológica e oceanografia geológica. Mestrando em Administração na área de Gestão do Desenvolvimento Local e Terceiro Setor na Escola de Administração da Universidade Federal da Bahia-UFBA, Brasil. Sempre trabalhou em programas de conservação de recursos naturais, vinculados a ambientes costeiros e marinhos. Já atuou como consultor ou executando ações específicas. Desde 1992 é o Diretor Executivo da Fundação Pró-TAMAR. Possui experiência na formulação de projetos de lei, visando estabelecer critérios para o uso consensual de áreas com interesse ecológico relevante. Foi Vice-Presidente do Centro Brasileiro de Fundações-CEBRAF (atual Confederação Brasileira de Fundações) durante a gestão 1998/1999. Publicou entre outros artigos: a) "O novo papel do terceiro setor diante do processo de globalização e reestruturação do Estado Brasileiro sob a égide do neoliberalismo": Revista Fundações, ano VI n°06, Porto Alegre, Fundação Irmão José Otão, 2000 pp.37-46; b) Ostreicultura comunitária de Ponta dos Mangues/SE - Implantação de alternativas econômicas sustentáveis. II Congresso Nacional do Meio Ambiente. Salvador, Bahia. Anais, 133-135pp 2000; e c) Education campaign to reduce the impact of artificial light on sea turtle nesting beaches in Brazil. Proceedings of the 20th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Orlando, Florida, Estados Unidos. In Press, 2000 (disponível em www.seaturtle.org).
As comunicações com o autor devem endereçar-se a:

Fundação PRÓ-TAMAR
Caixa Postal 2219
Salvador-BA
40.210-970 BRASIL
Tel: (0055)71.676.11.13/10.45
Fax: (0055)71.676.10.67
E-mail: victor@tamar.org.br
www.projetotamar.org.br

8. Figuras



Figura 1. A ilustração representa os três grupos de atividades desenvolvidos pelo Projeto Tamar, que estendeu suas ações de conservação ambiental (tartarugas marinhas) à área social (Programas educativos, valorização cultural e alternativas econômicas). Esta estratégia possibilitou estabelecer elos de ligação com a comunidade local.

ASPECTOS DA BIOLOGIA REPRODUTIVA DE *Caretta caretta* NO LITORAL NORTE DO ESPIRÍTO SANTO, EVIDENCIADOS POR RECAPTURAS DE FÊMEAS MARCADAS.

ALMEIDA, A.P.; THOMÉ, J.C.A.; BAPTISTOTTE,C.; MOREIRA, L.M.P.; RIETH, D.B. & SCALFONI, J.T.
Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 105, Linhares, ES, 29900-970,
tonim@tamar.org.br

São apresentados os resultados obtidos com a marcação de fêmeas da tartaruga marinha ***Caretta caretta*** no litoral Norte do Espírito Santo, entre Barra do Riacho, no município de Aracruz (19°20'S). A área é monitorada por 5 Bases do Projeto TAMAR. As atividades foram realizadas entre 1982 e 2000. As fêmeas surpreendidas durante o monitoramento noturno das praias receberam duas marcas de monel, individualmente numeradas. 391 fêmeas foram marcadas durante o período, e 136 foram recapturadas. O número de recapturas/fêmea variou de 01 a 09. 19 fêmeas foram flagradas nidificando em mais de uma temporada, com 50 recapturas. Os intervalos mais freqüentemente entre retornos em diferentes temporadas variaram de 02 a 04 anos. Foram registradas modulações entre intervalos por uma mesma fêmea em diferentes temporadas. O período máximo de retorno de uma mesma fêmea foi de 15 anos. Os intervalos internidais mais freqüentes para fêmeas flagradas em mais de uma postura numa mesma temporada variaram de 14 a 17 dias. A distância média entre pontos de retorno para fêmeas flagradas em dois eventos reprodutivos numa mesma temporada foi de 6,8 Km; para fêmeas recapturadas em duas temporadas distintas, 11,6 Km. Oito fêmeas em duas ou mais temporadas reprodutivas. Nestes casos, a amplitude média de deslocamento foi de 3,5 Km numa mesma temporada, e de 7,5 Km em temporadas distintas. O maior período de permanência registrado em uma mesma temporada foi de 79 dias. Nenhuma fêmea marcada na região foi registrada nidificando em outro local. Os resultados são analisados considerando-se as oscilações no esforço de monitoramento, e reforçam a importância da proteção da área como um sítio de desova único.

ALMEIDA, A.P.; THOMÉ, J.C.A.; BAPTISTOTTE, C.; MOREIRA, L.M.P.; RIETH, D.B.; SCALFONI, J.T. Aspectos da biologia reprodutiva de *Caretta caretta* no litoral norte do Espírito Santo, evidenciados por recapturas de fêmeas marcadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. Resumos..., Itajaí: UNIVALI, 2002. Ref.14077.

DETERMINAÇÃO DE COMPOSTOS ORGANOCLORADOS EM OVOS DE TARTARUGAS MARINHAS (*Caretta caretta*) EM GURIRI, ES

Paula Baldassin[1], Satie Taniguchi[2], Rosalinda Carmela Montone[2], Cecília Baptistotte[3], Denise de Borba Rieth[3].

[1] Hospital Veterinário da Universidade Paulista (UNIP).
E-mail: paulets@ceres.io.usp.br
[2] Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo.
E-mail: satie@ceres.io.usp.br , rmontone@usp.br
[3] Projeto Tamar - Espírito Santo
E-mail: cecília@tamar.org.br , tamargu@tamar.org.br

Os organoclorados (OCs), especialmente os pesticidas organoclorados e os bifenilos policlorados (PCBs), são compostos sintéticos e que, portanto, não ocorrem naturalmente no ambiente. Os pesticidas foram muito utilizados para controle de pragas na agricultura e na saúde pública mundial, principalmente nas décadas de quarenta a setenta, mas atualmente estão proibidos no Brasil. Os PCBs foram largamente utilizados, principalmente como fluidos isolantes de capacitores e transformadores, devido a sua alta estabilidade térmica, resistência ao ataque de ácidos, bases e produtos químicos corrosivos. Devido ao transporte aéreo e à lixiviação para os rios, os OCs têm o oceano como destino final. Estes compostos possuem características de lipofilicidade, persistência no ambiente e biomagnificação na cadeia trófica marinha. Desta maneira, as tartarugas marinhas tendem a acumular OCs em seu organismo. O presente trabalho visa verificar a ocorrência de OCs nos ovos não desenvolvidos de tartarugas marinhas *Caretta caretta,* espécie ameaçada de extinção, e que desova no litoral do nordeste e sudeste brasileiro no período de setembro a março.

As coletas dos ovos, os quais foram gentilmente cedidos pelo Projeto Tamar, foram realizadas em 9 ninhos no período de janeiro a fevereiro de 2002, no litoral de Guriri, no Espírito Santo e imediatamente congelados. As análises foram realizadas no período de julho a agosto de 2002 no Laboratório de Química Orgânica Marinha do Instituto Oceanográfico da USP.

No laboratório, os ovos foram agrupados por ninho e homogeneizados. Uma alíquota de 5g foi seca com sulfato de sódio e extraída com uma mistura de n-hexano e diclorometano (1:1) (v/v) durante 8h em Soxhlet. O extrato resultante foi concentrado a 5 mL, de onde retirou-se uma alíquota de 0,5 mL para determinação de lipídeos. O restante foi concentrado a 1 mL e submetido ao tratamento com H_2SO_4 concentrado (96%). Posteriormente, o extrato livre de gordura foi injetado em cromatógrafo a gás equipado com detector de captura de elétrons (GC-ECD). Todo o procedimento analítico foi validado com material de referência e seguiu critérios internacionais de controle de qualidade.

Os compostos organoclorados predominantes nas amostras foram os PCBs e os DDTs, apresentando níveis baixos de concentração. A presença de PCBs foi observada na maioria das amostras com predominância de alguns congêneres penta-, hexa- e hepta-clorobifenilos menos suscetíveis à degradação metabólica. Os DDTs ocorreram em 89% das amostras e dentre seus metabólitos foi detectado somente o *p,p'*-DDE, cuja transformação a partir do DDT é, normalmente, favorecida pelo metabolismo dos organismos.

A presença destes compostos em *C. caretta* pode ser uma evidência de sua dispersão global ou conseqüência de seu comportamento migratório. O resultado desses contaminantes em tartarugas marinhas é um trabalho inédito no Brasil e pode contribuir para o estudo da poluição de organoclorados em organismos marinhos.

FAPESP – 01/05586-6

14029 MARCAÇÃO E BIOMETRIA DE TARTARUGAS MARINHAS *Chelonia mydas* JUVENIS NO EFLUENTE DA COMPANHIA SIDERÚRGICA DE TUBARÃO, VITÓRIA, ESTADO DO ESPÍRITO SANTO, BRASIL, 2000-2001

Baptistotte,C.[1]; Agrizzi,E.J[2]; Moreira,L.M.P[1];Torezani,E.[1];Coelho,B.B[1];Scalfoni,J.T.[3] &Barata,P.C.R.[4]

1.Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Müller 1111, Vitória-Es-29042-571 Brasil. e-mail: cecilia@tamar.org.br 2. Companhia Siderúrgica de Tubarão, Avenida Brigadeiro Eduardo Gomes 930,Serra, ES-29164-280 Brasil. 3.Fundação Pró-TAMAR, Reserva Biológica de Comboios, Linhares,-ES-29900-970 Brasil 4. Fundação Osvaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões1480, Rio de Janeiro,RJ-2104-210 Brasil.

Exemplares juvenis e adultos da tartaruga marinha *Chelonia mydas* são encontrados em áreas de alimentação ao longo de praticamente toda a costa brasileira. Entretanto, as informações existentes sobre esta espécie no litoral do Espírito Santo são escassas. A constatação de uma concentração significativa de *Chelonia mydas* juvenis no efluente da Companhia Siderúrgica de Tubarão(CST), localizada a 14 km ao norte de Vitória, Estado do Espírito Santo (20°16'06"S, 40°13'35"W),motivou a realização deste estudo. O objetivo era determinar, através de capturas e marcações, os padrões migratórios e taxas de crescimento, e também avaliar as condições de saúde das tartarugas que utilizam a área do efluente da CST. As atividades desenvolveram-se com freqüência semanal, entre 11 de agosto de 2000 e 11 de agosto de 2001. Os animais foram capturados com o auxílio de redes-tarrafa ou através de mergulho livre. Cada animal foi marcado, pesado, medido e examinado quanto ao estado geral de saúde e à presença de tumores. No total, houve 189 capturas, correspondendo a 100 diferentes indivíduos, dos quais 36 foram recapturados em diferentes ocasiões e 64 foram registrados uma única vez. O comprimento curvilíneo da carapaça variou de 28,0 a 50,5 cm, o que caracteriza os indivíduos como juvenis. Dos 100 indivíduos observados, 34 apresentaram tumores. As tartarugas apresentaram um crescimento médio no comprimento curvilíneo da carapaça de 0,45 cm/mês, e uma variação de peso média de 0,27 kg/mês. Uma única tartaruga foi recapturada em local diferente da área de estudo: ela foi capturada acidentalmente em uma rede de pesca na foz do rio Doce (19°39'02"S, 39°48'54"W), em Regência, Município de Linhares,ES, a aproximadamente 80 km ao norte da área de estudo, 13 dias após sua marcação.

BAPTISTOTTE, C.; AGRIZZI, E.J.; MOREIRA, L.M.P.; TOREZANI, E.; COELHO, B.B.; SCALFONI, J.T. Aspectos da biologia reprodutiva de *Caretta caretta* no litoral norte do Espírito Santo, evidenciados por recapturas de fêmeas marcadas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref.14029.

TAXAS DE ECLOSÃO DE NINHOS DA TARTARUGA MARINHA *Lepidochelys olivacea* NA RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL, SERGIPE, BRASIL

Castilhos, J.[1]; da Silva, A.C.D.[2]; Oliveira, F.[1]; Weber, M.[1] & Jorge, F.[1]

1. Fundação Pró-TAMAR tamarse@tamar.org.br. 2. Projeto TAMAR/IBAMA ReBio Sta Isabel, Pirambu SE, 49190-000, Brasil.

Entre 15 de setembro e 15 de março das temporadas reprodutivas de 1998/1999 a 2000/2001, um total de 356 ninhos de *Lepidochelys olivacea* localizados nos 12 km da porção sul da Reserva Biológica de Santa Isabel (área reprodutiva denominada de Pirambu) foram submetidos a duas técnicas de manejo: desovas transferidas ao cercado de incubação (T) e desovas mantidas nos locais de origem (in situ) (I). As taxas de eclosão observadas foram: 73,51% (n=70) para ninhos T e 81,30% (n=43) para ninhos I da temporada de 1998/1999; 81,71% (n=53)para ninhos T e 80,49% (n=105) para ninhos I da temporada de 1999/2000; 75,84% (n=49) para ninhos T e 77,41% (n=36) para ninhos I da temporada de 2000/2001. Com base no teste estatístico não-paramétrico de Mann-Whitney, apenas a temporada de 1998/1999 apresentou diferenças estatisticamente significativas entre taxas de eclosão de ninhos T e de ninhos I. As temporadas de 1999/2000 e 2000/2001 apresentaram taxas de eclosão de filhotes semelhantes para as duas técnicas de manejo empregadas. Embora a técnica de manejo I seja a mais indicada por garantir as proporções sexuais naturais da população, ainda existem situações em que as transferencias de desovas pode representar uma estratégia de conservação viável. Portanto, a transferencia de ninhos ao cercado de incubação sob condições que possibilitem adequadas taxas de nascimentos de filhotes pode ser considerada como uma estratégia de manejo eficaz para garantir proteção de ovos e filhotes contra ameaças naturais (animais silvestres e ação da maré) e antrópicas (coleta de desovas).

CASTILHOS, J.; SILVA DA, A.C.D.; OLIVEIRA, F.; WEBER, M.; JORGE, F. Taxas de eclosão de ninhos da tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea* na Reserva Biológica de Santa Isabel. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. Ref. 14113.

ANÁLISE DA SAZONALIDADE DAS CAPTURAS DE *Chelonia mydas*, EM CERCO FLUTUANTE NA ILHA ANCHIETA, LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

Jane S. Fernandes[1]; Bruno B. Giffoni[1]; Suami Macedo[2], Berenice M.G.Gallo[1] & José H. Becker[1]

1. Fundação Pró-TAMAR - Rua Antonio Athanázio, 273, Ubatuba-SP, 11680-000, Brazil. Email: tamaruba@tamar.org.br
2. Projeto TAMAR-IBAMA - Rua Antonio Athanázio, 273, Ubatuba-SP, 11680-000, Brazil. Email: tamaruba@tamar.org.br

O Projeto TAMAR – IBAMA foi criado em 1980 com o objetivo de proteger as cinco espécies de tartarugas marinhas que freqüentam a costa brasileira. É co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR. Depois de proteger as principais áreas de reprodução das tartarugas marinhas no Nordeste do país, o TAMAR iniciou o programa de proteção em áreas de alimentação, onde a incidência de capturas pela pesca é alta. Em 1990 foi implantada a Base de Ubatuba, onde nove diferentes artes de pesca capturam tartarugas marinhas. Dentre elas, os cercos flutuantes se destacam respondendo pôr 88,73% das 3.400 capturas registradas entre 1991 e 2000. Os cercos são instalados próximos aos costões rochosos, áreas de pastoreio e repouso de tartarugas verdes (*Chelonia mydas*). A elevada captura acidental de *Chelonia mydas* somada a facilidade de acesso aos pescadores pôr terra, levou o TAMAR a concentrar os trabalhos de proteção e pesquisa nesta modalidade de pesca. Atualmente, oito cercos estão em atividade no município mas somente o ponto instalado na Praia do Sul, no Parque Estadual da Ilha Anchieta/IF/SMA é monitorado diariamente pelo TAMAR.. Desde 1995, esta atividade de é realizada através do Protocolo de Cooperação Técnico-Científica firmado com o Instituto de Pesca/SAA, encerrado em 1999. Neste período, 581 tartarugas verdes foram capturadas. A maior CPUE (tartarugas capturadas/dias de pesca), foi obtida em 1996 (0,551), enquanto a menor ocorreu em 1995 (0,187). Dos indivíduos capturados, 95,35% dos comprimentos curvilíneos de carapaça são inferiores a 50,0cm, confirmando o litoral de Ubatuba como importante área de alimentação para indivíduos juvenis de tartaruga verde. O cerco flutuante captura tartarugas verdes o ano todo, com significativo aumento de ocorrências nos meses de junho e julho (exceto 1995), corroborando a hipótese postulada por Gallo et al, 2000, que sugere o inverno como época de chegada de novas tartarugas verdes à região.

Patrocínio PETROBRAS

FERNANDES, J.S.; GIFFONI, B.B.; MACEDO, S.; GALLO, B.M.G.; BECKER, J.H. Análise da sazonalidade das capturas de *Chelonia mydas*, em cerco flutuante na Ilha de Anchieta, Litoral, Norte do Estado de São Paulo. . In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. ref.14065.

ALGUNS DADOS SOBRE DESOVAS DE TARTARUGA DE PENTE (*Eretmochelys imbricata*) NO LITORAL LESTE DO CEARÁ

Eduardo H.S.M.Lima[1]

1. Fundação Pró-TAMAR. Caixa Postal 01, Almofala,Ceará,62.592-990. e-mail: tamarce@terra.com.br

A costa do estado de Ceará caracteriza-se como um dos principais pontos de alimentação, descanso e abrigo das tartarugas marinhas. As áreas com números significativos de desovas e que estão sendo monitoradas permanentemente pelo Projeto TAMAR-IBAMA localizam-se em Atol das Rocas e no Arquipélago de Fernando de Noronha e nos estados litorâneos situados entre Sergipe e Rio de Janeiro. Com a instalação da base do TAMAR em Almofala (02^0 57'S e 039^0 49'W) informações sobre presença de ninhos de tartarugas foram registrados na Praia do Futuro em Fortaleza ($03^0$43'S e $038^0$32'W) e na Praia da Prainha em Aquiraz ($03^0$54'S e $038^0$21'W). Desde 1998 o TAMAR contabiliza estas ocorrências e no período compreendido entre os anos de 1998 e 2000, quarenta e seis ninhos foram registrados sendo que 63,04% (n=29) foram verificados na Praia do Futuro e 36,96% (n=17) na Praia da Prainha. As subidas das tartaruguinhas à superfície foram observadas entre os meses de janeiro a março com destaque para o último mês, sendo amostras de filhotes coletadas, normalmente entre cinco e dez indivíduos, permitindo a posterior identificação da espécie como *Eretmochelys imbricata* popularmente conhecida por tartaruga de pente. Estima-se que cerca de 2.700 filhotes nasceram entre 1998 e 2000. Quinze ninhos foram abertos com taxa de eclosão de 62% e média de 58 filhotes por desova. O registro de ninhos de tartarugas de pente no litoral leste do estado do Ceará, a partir de Fortaleza, pode significar o inicio do processo de repovoamento da costa cearense destes animais tornando-se assim um passo importante no processo de conservação dos quelônios principalmente da espécie aqui citada que é considerada a mais ameaçada de extinção.

O Projeto TAMAR-IBAMA é patrocinado pela PETROBRÁS e a base de Almofala recebe apoio de Frankfurt Zoological Society.

LIMA, E.H.S.M. Alguns dados sobre desova de tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*) no litoral leste do Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. p.426. ref.14021

ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS OCORRENTES NO LITORAL DE ALMOFALA,CEARÁ.

Eduardo H. S. M. Lima[1]

1.Fundação Pró-TAMAR. Caixa Postal 01, Almofala,Ceará,62.592-990. e-mail: tamarce@terra.com.br

A base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala, Ceará (02^0 57'S e 039^0 49'W) localizada a 242 km de Fortaleza desenvolve desde 1992, um programa de conservação e pesquisa das tartarugas marinhas que encontram-se presentes neste litoral em busca alimentação, descanso e abrigo. O curral de pesca e a rede de espera são métodos artesanais pesqueiros empregados na área que capturam acidentalmente tartarugas. Desde 1992, o TAMAR monitora a pesca em Almofala e verifica as ocorrências de quelônios, nas artes de pesca citadas, realizando o manejo dos animais aprisionados acidentalmente. Nas tartarugas capturadas são feitos os procedimentos de marcação com a aplicação de placas de aço inoxidável do tipo inconel nas nadadeiras anteriores, tomadas biométricas de comprimento e largura de casco, identificação de espécie e sexo quando o dimorfismo sexual externo permite, sendo os indivíduos liberados imediatamente no seu habitat natural. Entre os anos de 1992 e 2000 foram verificadas as capturas de cinco espécies de tartarugas marinhas representantes das famílias Cheloniidae e Dermochelyidae. Estas são, por ordem de abundância nas ocorrências, a *Chelonia mydas* (82,34%) (tartaruga verde), *Eretmochelys imbricata* (8,22%) (tartaruga de pente), *Lepidochelys olivacea* (6,1%) (tartaruga oliva), *Caretta caretta* (2,29%) (tartaruga cabeçuda) e *Dermochelys coriacea* (1,05%) (tartaruga de couro). Sabe-se que estas cinco espécies também encontram-se presentes em áreas de desovas monitoradas pelo TAMAR entre os estados de Pernambuco e Rio de Janeiro. O registro das cinco espécies no Ceará, sugere que a região é um importante ponto para alimentação e corredor migratório entre áreas de desovas das tartarugas marinhas portanto, ponto chave para o desenvolvimento de estratégias conservacionistas, a curto prazo, voltadas para a preservação destes animais.

O Projeto TAMAR-IBAMA é patrocinado pela PETROBRÁS e a base de Almofala recebe apoio de Frankfurt Zoological Society.

LIMA, E.H.S.M. Espécies de tartarugas marinhas ocorrentes no litoral de Almofala - Ceará. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí:UNIVALI,2002. p.426. ref.14020

Registros de tartarugas verdes capturadas acidentalmente na pesca de anzol em Almofala-Ceará.

Eduardo Henrique Soares Moreira Lima[1]

O Projeto TAMAR-IBAMA localiza-se na praia de Almofala (02º57´S e 039º49´W) a 242 km de Fortaleza no litoral oeste do estado do Ceará. Esta base situa-se em uma importante área de alimentação, crescimento e descanso das tartarugas marinhas no nordeste brasileiro. A comunidade de Almofala possui cerca de 11.250 habitantes (IBGE 2000) tendo na pesca artesanal sua principal economia destacando-se a pesca com currais de pesca, redes de espera e linha e anzol. Esta ultima modalidade é feita em pequenas embarcações conhecidas como canoas mas também pode ser realizada em jangadas construídas pela própria comunidade pesqueira. As profundidades da pesca com anzol nesta região ocorrem entre três e dez metros nas áreas onde a presença de pedras e tartarugas marinhas é uma constante. Entre os anos de 1993 a 2001, doze tartarugas marinhas da espécie *Chelonia mydas* (tartaruga verde ou aruanã) foram registradas pelo TAMAR sendo capturadas acidentalmente na pesca com anzol em Almofala e circunvizinhanças. A captura acidental ocorreu no momento em que, lançado o anzol coreano n02, a tartaruga que encontrava-se no raio de ação deste, foi capturada pela nadadeira ou pescoço ou ainda foram registrados casos onde o anzol foi engolido. O animal foi retirado da água e transferido para dentro da embarcação sendo posteriormente transportado para a praia. Dos indivíduos capturados o menor e maior animal apresentaram comprimentos de carapaças de 0,39 e 1,18 metros respectivamente. As tartarugas marinhas foram classificadas sexualmente como jovens ou sub-adultos (50%, n=6), fêmeas (25%, n=3) e machos (25%, n=3) através da morfologia externa e baseado no tamanho mínimo de fêmeas desovantes em ilhas oceânicas e litoral catalogadas pelo TAMAR. As profundidades de capturas das tartarugas variaram entre 3 e 8 metros. Observou-se que tartarugas machos e fêmeas foram mais constantes a profundidades maiores entre sete e dez metros enquanto animais jovens figuraram entre três e seis metros. Em todos os indivíduos capturados que foram trazidos por pescadores locais para o TAMAR foram aplicadas técnicas de manejo como marcação, identificação de sexo, espécie e biometria. Animais sem condições imediata de soltura foram transportados para os tanques da base, seus ferimentos tratados e estes liberados em seguida. Verifica-se que apesar de se alimentar de algas marinhas a *Chelonia mydas* é passível de captura com este tipo de arte de pesca o que pode a médio prazo causar sérios problemas para a conservação desta espécie de tartaruga marinha em áreas de alimentação.

A base do Projeto TAMAR é oficialmente patrocinada pela PETROBRÁS. A estação de Almofala recebe suporte financeiro de Frankfurt Zoologica Society - Help for Threatened Wildlife.

1. Fundação Pró-TAMAR, C. P. 01, 62.592-990, Almofala,Ceará, tamarce@terra.com.br

LIMA, E.H.S.M. Registros de tartarugas verdes capturadas acidentalmente na pesca de anzol em Almofala – Ceará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1., 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

PRESENÇA DE TUMORES EM *Chelonia mydas* NA REGIÃO DE ALMOFALA–CEARÁ, DURANTE A CAMPANHA 2001.

Eduardo H. S. M. Lima[1]; Cecília Brosig[2] & Maria C. A. Ximenes[2]

[1]Fundação Pró-TAMAR, Cx. Postal, 01, 62.592-990 Almofala, Ceará. E-mail:tamarce@tamar.org.br
[2]Estagiários Campanha 2001 Projeto TAMAR/IBAMA.Email:cecilia_br@zipmail.com.br;tilakoide@bol.com.br

A base do Projeto TAMAR/IBAMA no Ceará localiza-se em Almofala (02°47'S e 39°49'W) que representa um importante sítio de alimentação da espécie *Chelonia mydas*. Desde 1992 a equipe do Projeto monitora diversas artes de pesca artesanais utilizadas na região que capturam acidentalmente tartarugas marinhas. Este acompanhamento é realizado em várias localidades e perfaz um total de quarenta quilômetros de litoral. A partir da temporada de 1994 até a temporada de 2000 foram observadas presença de tumores em vinte e oito tartarugas capturadas. Na campanha 2001 entre os meses de janeiro e de agosto treze tartarugas capturadas acidentalmente também apresentaram tumores podendo estar distribuídos em locais como cabeça, pescoço nadadeiras anteriores e posteriores, próximo aos olhos e cloaca. Estes podem apresentar formas variadas como arredondada, "couve-flor" ou pequenas protuberâncias com coloração variando, principalmente, entre as cores branca, cinza e rosada. Do total de tartarugas com tumores registradas durante o ano de 2001 a Boca da Barra apresentou 30,7% (n=4) dos casos, Praia do Farol 23,1% (n=3), Volta do Rio 23,1% (n=3), Almofala 15,4% (n=2) e Torrões 7,7% (n=1). Alguns estudos sobre a origem das populações, comportamento migratório dentro da própria área e diferentes áreas de alimentação além de análise veterinária dos casos, poderão auxiliar no esclarecimento da causa, transmissão e profilaxia deste problema, contribuindo, a médio prazo, para a aplicação de técnicas eficazes de manejo destes quelônios.

O Projeto TAMAR é patrocinado pela Petrobrás S. A. e a base de Almofala recebe apoio de Frankfurt Zoological Society

LIMA, E.H.S.M.; BROSIG, C.; XIMENES, M.C.A. Presença de tumores em *Chelonia mydas* na região de Almofala – Ceará, durante a campanha 2001. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. p.425. ref. 14019.

Aspectos metodológicos empregados na base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala-Ceará para conservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação.

Eduardo H. S. Moreira Lima[1] & Maria Thereza D. Melo[1]

[1]Fundação Pró-TAMAR – Caixa Postal 01, 62.592-990, Almofala, Ceará. e-mail: tamarce@terra.com.br

A base de proteção às tartarugas marinhas em áreas de alimentação do Projeto TAMAR-IBAMA instalada no Ceará desde 1992, localiza-se em Almofala ($02^{0}57´S$ e $039^{0}49´W$) na costa oeste do estado. A escolha do local se deu a partir de levantamentos que indicaram um alto índice de capturas incidentais de tartarugas marinhas na pesca artesanal da região em artes de pesca como currais de pesca e redes de espera. Ao longo dos anos os técnicos do TAMAR vem desenvolvendo metodologias que visam minimizar o impacto da pesca sobre as populações de tartarugas que buscam alimentação e abrigo na área em estudo. As metodologias estão baseadas em experiências vividas por outras bases do TAMAR como também adquiridas no campo através de observações comportamentais da comunidade pesqueira e como se apresentam no seu dia a dia, podendo ser modificadas de acordo com as situações. O trabalho dos técnicos e estagiários do referido projeto baseia-se em visitas diárias aos currais de pesca e redes de espera onde são realizados mergulhos livres para verificação de ocorrências de tartarugas nestas artes. São vistoriados locais de desembarques de pescado como pesqueiras (galpões) e portos de encalhes de canoas e jangadas. O projeto ainda monitora semanalmente as áreas com maiores índices de encalhes de tartarugas marinhas mortas para observação de sua possível *causa mortis* e a relação destas mortes com a existência de redes de espera no local onde caso confirmado aciona-se imediatamente a campanha *Nem tudo que cai na rede é peixe* junto aos pescadores desta arte. No caso de tartarugas marinhas capturadas vivas o TAMAR emprega a técnica de manejo aplicada nacionalmente que consta de marcação, biometria, identificação de sexo, espécie com soltura imediata do animal. Em todas as atividades que venham a ser realizadas pelo Projeto TAMAR existe a preocupação em envolver o pescador e seus familiares no trabalho. Cria-se assim alternativas econômicas como a valorização da renda de bilro e bordado além de construção de atratores artificias para aumentar a oferta de peixe, fomenta-se reuniões de apoio comunitário e forma-se agentes locais que são fortes aliados do TAMAR levando para dentro da comunidade o conhecimento dos aspectos biológicos das tartarugas e principalmente filosofias conservacionistas sobre a preservação deste recurso para as gerações futuras.

O Projeto TAMAR é patrocinado oficialmente pela PETROBRÁS.
A base de Almofala recebe suporte financeiro de Frankfurt Zoological Society – Help for Threatened Wildlife.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. Aspectos metodológicos empregados na Base do Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala – Ceará para conservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 1. 2002. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, 2002.

MORTALIDADE DE TARTARUGAS MARINHAS NO ENTORNO DE SÍTIOS DE REPRODUÇÃO NO ESTADO DE SERGIPE, BRASIL

da Silva, A.C.C.D.[1]; de Castilhos, J.C.[2]; Rocha, D.A.S.[2]; Oliveira, F.L.C.[2] & Weber, M.[2]

1. Projeto TAMAR/IBAMA ReBio Sta Isabel, Pirambu SE, 49190-000, Brasil. 2. Fundação Pró-TAMAR tamarse@tamar.org.br.

O litoral do Estado de Sergipe representa uma importante área de reprodução de tartarugas marinhas. Desde 1981 as praias são monitoradas para registros de desovas e para avaliação do percentual de mortalidade de tartarugas. A realização de um monitoramento diário em 125 dos 161 km de praias do litoral sergipano, de janeiro a dezembro dos anos de 1996 a 2000, possibilitou o registro de 237 tartarugas marinhas mortas. Algumas das estruturas morfológicas externas foram analisadas para identificação da espécie. A medida do comprimento curvilíneo da carapaça foi tomada para relacionar a biometria das tartarugas encontradas à biometria obtida para as várias espécies por ocasião das abordagens às fêmeas matrizes no Estado de Sergipe nos últimos 20 anos, conforme metodologia padrão estabelecida pelo Tamar. A identificação de 154 tartarugas mortas resultou em: 2,60% (n=4) *Eretmochelys imbricata*; 3,90% (n=6) *Caretta caretta*; 36,36% (n=56) *Chelonia mydas*; 57,14% (n=88) *Lepidochelys olivacea*. Cem (100) tartarugas apresentaram biometria de adulto: 85% (n=85) *Lepidochelys olivacea*; 8% (n=8) Chelonia mydas; 5% (n=5) Caretta caretta; 2% (n=2) *Eretmochelys imbricata*. Os 54 registros restantes referiram-se a animais em fase juvenil (n=48) e em estágio de crescimento não identificado (n=6). Sabendo-se que em Sergipe constitui o maior sítio reprodutivo do Brasil da tartaruga *Lepidochelys olivacea*, uma das menores tartarugas marinhas do mundo e, que o aumento do esforço de pesca de arrasto de camarão seguido pela aproximação e operação irregular de barcos pesqueiros dentro das 3 milhas náuticas resultam, a cada ano, na captura acidental e morte de dezenas das tartarugas em idade reprodutiva. Programas conservacionistas devem priorizar estratégias que contemplem a proteção da espécie , bem como, viabilizar junto às organizações responsáveis pela política pesqueira, ações que minimizem os índices de captura acidentais de tartarugas marinhas e evitem um declínio populacional em curto prazo.

SILVA DA, A.C.C.D.; CASTILHOS DE, J.C.; ROCHA, D.A.S.; OLIVEIRA, F.L.C.; WEBER, M. Mortalidade de tartarugas marinhas no entorno de sítios de reprodução no Estado de Sergipe, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 24., 2002, Itajaí. **Resumos...**, Itajaí: UNIVALI, 2002. Ref. 14114.

REABILITAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NA BASE DE UBATUBA DO PROJETO TAMAR-IBAMA

Mas Rondon Werneck [1], Cecília Baptistotte [2]

1 – Fundação Pró-TAMAR. Rua Antonio Athanazio, 273 – Itaguá – Ubatuba/SP- CEP: 11680-000 – email: tamaruba@tamar.org.br
2 – Projeto TAMAR-IBAMA. Rua Paulimno Muller, 1111 – Jucutuquara – Vitória/ES –CEP: 29042-571 – email: cecilia@tamar.org.br

A Base do Projeto TAMAR-IBAMA em Ubatuba foi implantada em 1991, com o objetivo de proteger as espécies de tartarugas marinhas que freqüentam a região. O TAMAR vem realizando no Município, atividades de pesquisa, educação ambiental e desenvolvimento de alternativas econômicas para as comunidades de pescadores que atuam principalmente na pesca artesanal. Através da parceria estabelecida com os pescadores, as ocorrências de capturas acidentais de tartarugas marinhas são registradas pelo TAMAR. Eventualmente estas tartarugas encontram-se debilitadas, feridas ou apresentando tumores cutâneos. Nestes casos, bem como nas ocorrências de tartarugas encontradas boiando no mar ou encalhadas na praia, os animais são encaminhados a Base do TAMAR, para reabilitação. O presente trabalho visa relatar os casos atendidos em Ubatuba, no período de janeiro a setembro de 2002. Foram atendidas 25 tartarugas marinhas, sendo 23 tartarugas verdes (*Chelonia mydas*), uma tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*) e uma tartaruga de pente *(Eretmochelys imbricata*). As tartarugas verdes apresentaram média de 41,81cm de comprimento curvilíneo de carapaça (n=23, extensão de 32 a 48,5cm), corroborando com a hipótese de que a região é uma importante área de ocorrência de indivíduos juvenis desta espécie. A fibropapilomatose, considerada atualmente uma grande ameaça às populações de *Chelonia mydas*, foi observada em 19 indivíduos. Todas as tartarugas com Fibropapilomatose encontradas em Ubatuba, são encaminhadas ao tratamento, independente do número e/ou tamanho dos tumores e estado geral de saúde do indivíduo. Das tartaruga verdes recebidas (n=23), 4 apresentavam diversos sintomas clínicos como: debilidade, flutuação, emagrecimento e infestação por ectoparasitos. A única tartaruga de pente foi encaminhada ao tratamento para remoção de anzol preso na cavidade bucal. E uma tartaruga cabeçuda foi encaminhada ao tratamento apresentando sinais de debilidade, flutuação e emagrecimento. Dos 25 casos atendidos, 23 indivíduos foram liberados vivos ao mar, 1 permanece em tratamento e um único óbito foi registrado. Observando estes resultados, considerados junto aos dados anteriormente publicados que apontam uma prevalência de 13,3% (ano 2000) e excetuando-se a captura acidental pela pesca, conclui-se que a fibropapilomatose é uma das maiores ameaças à população de *Chelonia mydas* em Ubatuba.

O Projeto TAMAR é um Programa de Conservação do Ministério do Meio Ambiente, co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR e patrocinado pela Petrobras.

WERNECK, M.R.; BAPTISTOTTE, C. Reabilitação de tartarugas marinhas na Base de Ubatuba do Projeto TAMAR-IBAMA. In: CONGRESSO, 6., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 11. 2002. Guarapari. **Anais...**, Espírito Santo: ABRAVAS, 2002, p.73.

Artigos Internacionais

BELLINI, C.; GODFREY, M. H.; SANCHES, T. M. Metal tag loss in wild juvenile hawksbill sea turtles (Eretmochels imbricata). **Herpetological Review**. [S.l.], v.32, n.3, p.172-174, 2001.

LIMA, E. H. S. M. Helping the people help the turtles: the work of Projeto TAMAR-IBAMA in Almofala, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.91, p.7-9, 2001.

LIMA, E. H. S. M.; TROËNG, S. Link between green turtles foraging in Brazil and nesting in Costa Rica? **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.94, p.9, 2001.

MARCOVALDI, M. A.; GALLO, B. M. G.; LIMA,E. H. S. M; GODFREY, M. H. Nem tudo que cai na rede é peixe: An environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. **Ocean Yearbook**, Chicago, n.15, p. 246-256, 2001.

MORISSO, E. D. P.; KRAUSE L. As conseqüências do manejo sobre os ninhos de Dermochelys coriacea (Linnaeus, 1766), junto ao Projeto Tamar-Ibama, Espírito Santo, Brasil. **Cuadernos de Herpetologia**, [S.l.], v.15 , n.2: p.97-106. 2001.

SANTOS, A. S.; GODFREY, M. H. Caretta caretta (Loggerhead Sea Turtle) and Eretmochelys imbricata (Hawksbill Sea turtle) Predation. **Herpetological Review**. [S.l.], v.32, n.1, p.37, 2001.

TIWARI, M.; SILVEIRA, A. Caretta caretta (Loggerhead Sea Turtle). Abnormal nesting behavior. **Herpetological Review**. [S.l.], v.32, n.4, 2001.

Eventos Internacionais

BAPTISTOTTE, C.; SCALFONI, J. T.; GALLO, B. M. G.; SANTOS, A. S.; CASTILHOS,J. C. de; LIMA, E. H. S. M.; BELLINI, C.; BARATA, P. C. R. Prevalence of sea turtle fibropapilomatosis in Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 21., Philadelphia. **Proceedings...**, U.S.Department of Commerce. 2001.

MARCOVALDI, M. A. Status and distribution of the olive ridley turtle (Lepidochelys olivacea) in the Western Atlantic Ocean. In: MARINE TURTLE CONSERVATION IN THE WIDER CARIBBEAN REGION- A DIALOGUE FOR EFFECTIVE REGIONAL MANAGEMENT. 1999, Dominic Republic. **Proceedings...** [S.l.: s.n.], p.52-56, 2001.

Eventos Nacionais

ALMEIDA, A. P. Comportamento reprodutivo de tartarugas marinhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ETOLOGIA, 19., 2001. Juiz de Fora. **Anais...,** Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora, 2001, p.62-65.

ALMEIDA, A. P.; MENDES, S. L. Avaliação do manejo de desovas de careba-amarela, Caretta caretta (Linnaeus, 17580) (Testudines: Cheloniidae) em Pontal do Ipiranga, Linhares, ES. In: SIMPÓSIO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, 1., 2001. São Paulo. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2001.

BAPTISTOTTE, C.; RIETH, D. B.; BECKER, J. H.; LOPEZ, G.; CASTILHOS, J. C. de.; LIMA, E. H. S. M.; BELLINI, C.; MATUSHIMA, E. R.; BARATA, P. C. R. Prevalência de fibropapilomas em tartarugas marinhas nas áreas de alimentação no Brasil. In: CONGRESSO, 5., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 10., 2001. São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Faculdade de Medicina veterinária e Zootecnia USP, 2001, p.29.

BECKER, J. H.; GIL, C. A.; MACEDO, S.; BUSSOLOTI, J.; GALLO, B. M. G. "Aprendendo a manter a vida", um programa de Educação Ambiental. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Fundação Universidade Federal de Rio Grande, 2001.

CARDOSO, T. M.; OLIVEIRA, F. L. das C.; BARRETO, I. A. dos S.; PATIRI, V. J. A.; SILVA, A. C. C. D.; MEIRA, L.; FRAGA, R. T.; BEZERRA JR., J. C.; GOMES, E. P.; MOURA, M. S. Cooperativismo e a Conservação do Manguezal em Ponta do Mangues/Sergipe. In: ENCONTRO NORDESTINO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS DE MANGUEZAL, 2., 2001. Maragogipe. **Resumos**..., [S.l.: s.n.], 2001.

CASTILHOS, J. C. de.; SILVA, A. C. C. D.; RESURREIÇÃO, M. G.; GOLÇALVES, L. S. Resultados da temporada reprodutiva de 1997/1998 da Base de pesquisa do Abais, litoral sul de Sergipe. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 53., 2001. Salvador. **Resumos...**, [S.l.: s.n], 2001.

GALLO, B. M. G.; CAMPOS, F. P.; CHAGAS, C. A.; BECKER, J. H. Levantamento preliminar de ocorrência de tartarugas marinhas no Arquipélago de Alcatrazes, litoral norte do estado de São Paulo. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Fundação Universidade Federal de Rio Grande, 2001.

KOZU, F. O.; BECKER, J. H.; FOLTUERYE, C. R.; FEDULO, J. D. L.; FERNANDES, J. S.; SILVEIRA, R. V. Remoção Endoscópica de corpo estranho da luz do esôfago de tartarugas marinhas. In: SIMPÓSIO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, 1., 2001. São Paulo. **Resumos...,** São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2001.

LIMA, E. H. S. M. Capturas acidentais de tartarugas marinhas nas comunidades de Almofala e Farol, município de Itarema-Ceará durante o ano de 2000. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 13., 2001, São Luiz. **Resumos...**, São Luiz: Universidade Federal do Maranhão, 2001, p.158.

LIMA, E. H. S. M. Ocorrências de tartarugas marinhas mortas em Almofala, Ceará durante a campanha 2000. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO

NORDESTE, 13., 2001, São Luiz. **Resumos...,** São Luiz: Universidade Federal do Maranhão, 2001, p.157.

LIMA, E. H. S. M. Registros de tartarugas marinhas mortas em Fortaleza- Ceará e áreas circunvizinhas. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., 2001, Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanologia, 2001. ref.044

LIMA, E. H. S. M.; MELO, M. T. D. Valorização cultural e envolvimento comunitário para salvar as tartarugas marinhas em Almofala- Ceará. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., 2001, Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanologia, 2001. ref. 043.

LIMA, R. P. de; BELLINI, C. Temporada reprodutiva da tartaruga marinha Chelonia mydas no arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil - 1999/2000. In: ENCONTRO DE HERPETOLOGIA. 2001. [S.l]. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2001.

MEHNERT, D. U.; MONEZI, T. A. ; MÜLLER, N. T.; COSTA, S. M., BATLOUNI, S. R.; BORELLA, M. I.; HÁRSI, C. M.; CANDEIAS, J. M. G.; BAPTISTOTTE, C.; MATUSHIMA, E. R. Estudo etiológico de fibropapilomatose de tartarugas marinhas da espécie Chelonia mydas. I. Pesquisa de agentes virais. In: CONGRESSO, 5., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 10., 2001. São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia USP, 2001, p.95.

PERALTA, A. S. L.; BAPTISTOTTE, C.; ALMEIDA, A. T. da S. de. Registro de parasitismo em Chelonia mydas (Linnaeus, 1758) (Testudines, Cheloniidae) por Ozobranchus Branchiatus (Menzies, 1791) (Hirudínea, Ozobranchidae). In: CONGRESSO, 5., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 10., 2001. São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia USP, 2001, p.75.

SANTOS, A. S.; LOPEZ, G.; WANDERLINDE, J.; ANGELONI, F.; LARA, P. H.; VIANNA, P. Ocorrências não reprodutivas de tartarugas marinhas no litoral norte da Bahia, durante o período de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2000. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 9., 2001. Natal. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2001.

SILVA, A. C. C. D.; CASTILHOS, J. C. de.; ROCHA, D. A. dos S.; OLIVEIRA, F. L. das C. Ocorrências de tartarugas marinhas no litoral de Sergipe registradas nas temporadas reprodutivas de 96/97, 97/98, 99/00. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 53., 2001. Salvador. **Resumos...,** [S.l.: s.n], 2001

SILVA, A. C. C. D.; CASTILHOS, J. C. de.; WEBER, M. I.; OLIVEIRA, F. L. das C.; MACHADO, I. F.; BARBIERI, M. B. Taxas de eclosão em ninhos de Lepidochelys olivacea submetidos a diferentes técnicas de manejo na Reserva Biológica de Santa Isabel, Sergipe, Brasil, temporada 2000/2001. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., 2001, Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanologia, 2001. ref. 152.

SILVA, A. C. C.; FRAGA, R. T. Identificação de peixes na dieta alimentar de aves marinhas migratórias (Laridae) no entorno da Reserva Biológica de Santa Isabel/SE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOLOGIA, 5., 2001. Porto Alegre. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2001.

SILVA, A.C.C.D.; FRAGA, R.T.; JR. BEZERRA, J.C. Captação natural de sementes de ostras (Crassostrea rhizophorae) no estuário do Rio

São Francisco- Ponta dos mangues/SE. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE MALACOLOGIA, 17., SIMPÓSIO NORDESTINO DE CULTIVO DE MOLUSCOS BIVALVES, 1., 2001. Recife. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2001

SILVA, A. C. C. D.; FRAGA, R. T.; JR. BEZERRA, J. C.; LINHARES, J. T. M.; GOMES, E. P. Viabilização do cultivo da ostra nativa Crassostrea rhizophorae (guilding, 1828) em níveis críticos de salinidade, no estuário do Rio Japaratuba, Pirambu/SE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 12., 2001. Foz do Iguaçu. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2001.

SILVA, A. C. C. D.; FRAGA, R. T.; JR. BEZERRA, J. C.; LINHARES, J. T. M.; GOMES, E. P.; SANTOS, S. D.; LINHARES, J. T. M. Seleção de áreas para engorda da ostra nativa Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828) no estuário do Rio São Francisco/SE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 12., 2001. Foz do Iguaçu. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2001.

Tese de Doutorado

SUASSUNA, D. M. F. de A. 2001. 537f. **Uma pergunta que se faz ao recém-chegado: Quem és? O Projeto Tamar e a intervenção em comunidades de pescadores.** Tese de Doutorado - Departamento de Sociologia, Universidade de Brasília-UNB, 2001.
Disponível na Base: Regência - ES

Dissertações de Mestrado

GROSSMAN, A. 2001. 43f. **Biologia reprodutiva de** Chelonia mydas **(Reptilia), na Reserva Biológica do Atol das Rocas.** Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, RGS, 2001.
Disponível na Base de Fernando de Noronha

MORISSO, E. D. A. 2001. 87f. **Eficiência dos tipos de manejo de desovas de** Dermochelys coriacea **(LINNAEUS 1766) e preservação das áreas de postura, junto ao projeto TAMAR-IBAMA, ES, BR.** Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RGS, 2001.
Disponível na Base: Espírito Santo

Revistas do TAMAR

ARMADILHA - Algumas artes de pesca ameaçam as tartarugas marinhas nas áreas de alimentação. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 4, Número 4, 2001.BOLETINS TAMAR

Boletins TAMAR

TAMAR, 2001. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano V, Número 14, Janeiro.

TAMAR, 2001. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano V, Número 15, Maio.

TAMAR, 2001. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano V, Número 16, Agosto.

TAMAR, 2001. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano V, Número 17, Dezembro.

Vídeos

TAMAR 2001. Imagens e visões. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR.
palavras chave: **tartarugas marinhas,** comportamento, BR

Herpetological Review, 2001, 32(3), 172–174.
© 2001 by Society for the Study of Amphibians and Reptiles

Metal Tag Loss in Wild Juvenile Hawksbill Sea Turtles (*Eretmochelys imbricata*)

CLAUDIO BELLINI
Projeto TAMAR-IBAMA
Caixa Postal 50, Fernando de Noronha, PE 53990-000 Brazil
e-mail: cbellini@elogica.com.br

MATTHEW H. GODFREY*
Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, BA 40210-970 Brazil

and

TAISI M. SANCHES†
Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 50, Fernando de Noronha PE 53990-000 Brazil

**Corresponding author, current address: Université de Paris XI, Laboratoire d'Ecologie, Systematique, et Evolution, Bâtiment 362, 91405 Orsay, France*
e-mail: matthew.godfrey@epc.u-psud.fr

Identification of individuals within a population is necessary for most behavioral and ecological studies of wild animals. For long lived animals, such as turtles, the ability to recognize and follow individuals over time provides critical information on aspects such as growth, survivorship, residency, and migration. A variety of techniques and tags have been developed to mark individual sea turtles, ranging from subcutaneous passive transponders to autografts of differentially pigmented tissue (Balazs 1999). The greatest challenge in marking sea turtles is durability and readability of the tag over the lifespan of individuals, which can cover decades and involve a great amount of growth. Tag loss can affect estimates of population size, survivorship, and other demographic calculations (Frazer 1983).

Mrosovsky (1983) emphasized the importance of quantifying tag loss, and since then several studies have reported the retention rates of various types of tags and markers for different turtle species (Bjorndal et al. 1986; Frazier 1986; Limpus 1992; Parmenter 1993; van Dam and Díez 1999). In general, the rates of tag loss are particular to specific species and areas. For instance, for loggerhead (*Caretta caretta*) sea turtles in northern Australia, titanium flipper tags outperformed tags made from monel or plastic (Limpus 1992) while for hawksbill (*Eretmochleys imbricata*) sea turtles, plastic tags outperformed both monel and inconel tags (van Dam and Díez 1999). In the current study, we examined the rates of tag loss of two types of commonly used metal tags, monel and inconel, in hawksbill sea turtles found in near-shore habitats in the archipelago of Fernando de Noronha, in the southern Atlantic ocean.

Materials and Methods

The archipelago of Fernando de Noronha (3°50'S, 32°24'W), a Brazilian National Marine Park located approximately 380 km off the coast of Brazil, supports populations of juvenile hawksbill and green (*Chelonia mydas*) sea turtles in feeding areas close to shore. Since 1987, researchers of Projeto TAMAR-IBAMA, the national sea turtle conservation program in Brazil, have been monitoring these populations using a capture, mark, and recapture protocol (Sanches and Bellini 1999). Although turtles have been captured in eight different localities on the island, the majority of captures are made in Sueste Bay, which is easily accessible and contains a relatively large resident population of sea turtles. In all cases, individual animals were captured by hand during free dives with mask and snorkel, after which curved carapace length (CCL) and width, and mass were recorded and tags were placed on the front flippers.

We placed style 681 tags (National Band and Tag Company, Newport, Kentucky, USA) on the trailing edge of each front flipper, proximal of the first large scale immediately adjacent to the axilla (cf. Limpus 1992). Up until 1994, we used only tags made from monel, a nickel-copper alloy. After this, inconel tags (made from a nickel-iron-chromium alloy) were placed on all turtles en-

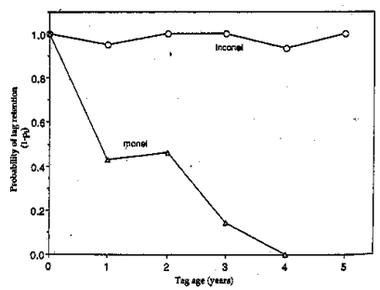


FIG. 1. Estimated probability ($1-\hat{p}_i$) of tag retention over time for monel and inconel tags used on hawksbill sea turtles in Fernando de Noronha, Brazil.

countered for the first time, while for recaptured turtles, inconel tags replaced monel tags as the latter were found to be lost or unreadable. Recaptured turtles were checked for tags; encountered tags were checked for readability and also for their durability by pulling on the two sides of the tag at the same time. If unreadable, or if they opened when tested, they were considered to be "lost" and replaced with new tags. Probability of tag loss for the two types of tags was calculated using the following equation from Limpus (1992):

$$p_i = b_i/(a_i+b_i)$$

with i being the elapsed time in whole years since tag application;

a_i being the number of tags still present on turtles recaptured after i years since being attached; and

b_i being the number of tags lost on turtles recaptured after i years since being attached.

Standard error (SE_{pi}) was derived as: $\sqrt{[p_i(1-p)/(a_i+b)]}$, and the 95% confidence interval of p_i being $\pm$ [(SE_{pi})(1.96)]. Elapsed time since application was rounded up or down to the nearest year for recaptured tags. Only turtles recaptured at least once were included in the analysis.

Results

A total of 69 hawksbill turtles, ranging in size from 26.5 to 64 cm CCL at initial capture, have been recaptured one or more times in the near-shore waters of Fernando de Noronha since 1987. A total of 238 tags (145 monel and 93 inconel) have been deployed on these 69 turtles. The average durability of a monel tag was 334 days ± 24.9 SEM, which was significantly shorter than the average durability of an inconel tag, 851 days ± 56.5 SEM ($p<0.001$, Mann Whitney test, $U = 3325.5$).

Tag loss increased yearly for monel tags, reaching 1.00 after four years, while for inconel tags it remained low for up to five years (Table 1). The chance of an inconel tag remaining intact over time remained extremely high, whereas the longest duration a monel tag successfully remained on a turtle was three years (Fig. 1).

Both monel and inconel tags on recaptured turtles were susceptible to biofouling by green or red algae, and by calcareous algae, and usually had to be cleaned in order to be read. Monel tags typically displayed corrosion in the locking mechanism; oftentimes when we tested tags on recaptured turtles, the tag opened easily because the locking mechanism had deteriorated (Fig. 2).

Discussion

Because we tested the state of each tag every time a turtle was recaptured, in many cases we were able to record exactly where corrosion, if any, was occurring, and also to replace tags that were likely to have been lost if left in place. Corrosion of the monel tags, particularly in the locking mechanism, appeared to be an important contributor to the failure of these tags (Fig. 2). Monel tags displayed a poor rate of retention in hawksbill turtles feeding in the nearshore waters of Fernando de Noronha. This is consistent with other in-water studies which have also found monel tags to be inferior to tags made from other materials (Limpus 1992; van Dam and Diez 1999; but see Bjorndal et al. 1996 for contrary results for a nesting population).

The probability of tag loss for monel tags varied over time from initial tag application, with two-year-old tags having a slightly greater chance of remaining intact than one-year-old tags (Fig. 1). This suggests that there may be a variety of factors, in addition to corrosion, affecting tag loss in these turtles. For example, locations of the turtles varied, and differences in the seawater chemistry for particular areas may lead to deterioration at different rates. Also, subtle differences in the manufacturing of different batches of monel tags may affect rates of corrosion (Balazs 1999; Bjorndal et al. 1996). In contrast, the low level of tag loss for inconel tags in this study was relatively constant over time, and suggests that continued use of this tag during our study is warranted. Indeed, a nearly five-year-old inconel tag was mistaken for new on a hawksbill turtle tagged in Sueste Bay and recovered in Gabon, because the tag showed no signs of wear or corrosion (J. Fretey, pers. comm.).

Van Dam and Diez (1999) found that plastic tags had a greater retention rate than inconel and other types of tags in hawksbill captured on a feeding ground in the Caribbean. Although we have never used plastic tags, we have avoided them because it has been suggested that plastic tags increase the likelihood that turtles will become accidentally entangled in fishing nets (Nichols et al. 1998; Suggett and Houghton 1998). Although use of such nets is prohibited in the majority of waters around the archipelago of Fernando de Noronha, individuals in our study have migrated to other areas where they are likely to encounter nets (e.g., Bellini et al. 2000). It is interesting that van Dam and Diez (1999) reported that the loss of inconel tags in the Caribbean was restricted to turtles smaller than 35 cm CCL, whereas in our study, the majority of turtles captured were larger than 40 cm CCL (Sanches and Bellini 1999). Similarly, Prince (1996) found that both titanium and inconel tags were shed quickly by smaller juvenile sea turtles. Perhaps inconel tags would not perform well in Fernando de Noronha in smaller hawksbill individuals.

Passive integrated transponder tags, which are placed intramus-

Table 1. Loss of monel and inconel tags used on hawksbill seaturtles at Fernando de Noronha, Brazil. See text for description of p_i and SE_{pi}.

Tag type	Years since applied	Tags present	Tags lost	p_i	SE_{pi}	95% Confidence interval
Monel	1	62	83	0.572	0.041	0.492 – 0.613
	2	12	14	0.538	0.098	0.347 – 0.636
	3	1	6	0.857	0.132	0.598 – 0.989
	4	0	1	1.000	0.000	
	5	0	0			
Inconel	1	78	4	0.049	0.024	0.002 – 0.073
	2	65	0	0.000	0.000	
	3	44	0	0.000	0.000	
	4	29	2	0.065	0.044	-0.022 – 0.109
	5	4	0	0.000	0.000	

2001 1 2 3

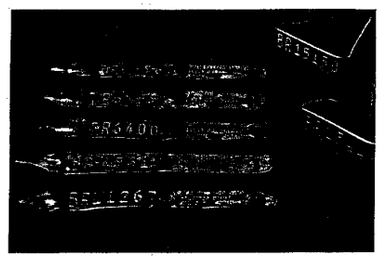


FIG. 2. Example of corrosion of monel tags used in this study. Note the deterioration of the locking mechanism in particular. Tags were fully opened in order to facilitate presentation.

cularly and then recognized with a special scanner, have been used with success in some projects (e.g., McDonald and Dutton 1996; Parmenter 1993; van Dam and Diez 1999). However, the relatively high cost of the tags and scanner and the impossibility of recognizing the tags without a scanner (e.g., by fishermen who accidentally capture sea turtles) have kept us from using them in our study.

Regardless of the efficacy of other tags reported by other sea turtle research projects, we have experienced high level of success with inconel tags (only 6 out of 97 tags have been lost over the past five years), and will continue to use them during our study. Indeed, we are currently replacing all monel tags with inconel on recaptured turtles, independent of the status of the tag, in order take advantage of the longevity of inconel tags. This is especially important for larger individuals, who are likely to migrate to other regions in the near future. Our results show that, as with almost all aspects of management of wild animals, evaluation and assessment should be done independently on a case by case basis. This is particularly important with respect for programs that rely on the tagging of sea turtles. It is highly recommended that each program evaluate the probability of tag loss, rather than extrapolating from other studies.

Acknowledgments.—We greatly appreciate the support and collaboration of various researchers and interns over the years in our ongoing capture, mark, and recapture study. Petrobras is the official sponsor of Projeto TAMAR-IBAMA. Additional support came from the National Marine Park of Fernando de Noronha - IBAMA, the Fundação Pró-TAMAR, and the Natural Sciences and Engineering Research Council (Canada).

LITERATURE CITED

BALAZS, G. H. 1999. Factors to consider in the tagging of sea turtles. *In* K. L. Eckert, K. A. Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois, and M. Donnelly (eds.), Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles, pp. 101–109. IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication 4.

BELLINI, C., T. M. SANCHES, AND A. FORMIA. 2000. Hawksbill turtle tagged in Brazil captured in Gabon, Africa. Mar. Turtle Newsl. 87:11–12.

BJORNDAL, K. A., A. B. BOLTEN, C. J. LAGUEUX, AND A. CHAVES. 1996. Probability of tag loss in green turtles nesting at Tortuguero, Costa Rica. J. Herpetol. 30:567–571.

FRAZER, N. B. 1983. Survivorship of adult female loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, nesting on Little Cumberland Island, Georgia, USA. Herpetologica 39:436–447.

FRAZIER, J. 1986. Tag loss problems with Giant tortoises, *Geochelone gigantea* (Schweigger), on Aldabra. J. Zool., Lond. 209:337–339.

LIMPUS, C.J . 1992. Estimation of tag loss in marine turtle research. Wildl. Res. 19:457–469.

MCDONALD, D. L., AND P. H. DUTTON. 1996. Use of PIT tags and photoidentification to revise remigration estimates of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in St. Croix, U.S. Virgin Islands, 1979–1995. Chel. Conserv. Biol. 2:148–152.

MROSOVSKY, N. 1983. Conserving Sea Turtles. British Herpetological Society, London.

NICHOLS, W. J., J. A. SEMINOFF, AND A. RESENDIZ. 1998. Plastic "rototags" may be linked to sea turtle bycatch. Mar. Turtle Newsl. 79:20–21.

PARMENTER, C. J. 1993. A preliminary evaluation of the performance of passive integrated transponders and metal tags in a population study of the flatback sea turtle (*Natator depressus*). Wildl. Res. 20:375–381.

PRINCE, R. I. T. 1996. Loss of tags from growing juvenile loggerhead turtles in captivity. Mar. Turtle Newsl. 72:8–10.

SANCHES, T. M., AND C. BELLINI. 1999. Juvenile *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. Chel. Conserv. Biol. 3:308–311.

SUGGETT, D. J., AND J. D. R. HOUGHTON. 1998. Possible link between sea turtle bycatch and flipper tagging in Greece. Mar. Turtle Newsl. 81:10–11.

VAN DAM, R. P., AND C. E. DIEZ. 1999. Differential tag retention in Caribbean hawksbill turtles. Chel. Conserv. Biol.3:225–229.

2001 1 2 3

Link Between Green Turtles Foraging in Brazil and Nesting in Costa Rica?

Eduardo H.S.M. Lima[1] & Sebastian Troëng[2]

[1]Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 0162.592-990 Almofala-Ceará (E-mail: aruana@terra.com.br)
[2]Caribbean Conservation Corporation, Apdo. Postal 246-2050 San Pedro, Costa Rica (E-mail: sebasgre@racsa.co.cr)

The largest known foraging and nesting populations of green turtles (*Chelonia mydas*) in the Atlantic are found along the Caribbean coasts of Nicaragua and Costa Rica (Bjorndal et al. 1999, Hirth 1997). A recent analysis of male and female individuals from the foraging grounds in Nicaragua found that the majority of individuals came from the nearby nesting grounds of Tortuguero, Costa Rica with a small percentage coming from the Suriname nesting populations (Bass et al. 1998). Nesting females from Ascension and Suriname largely forage in waters off of Northeastern Brazil (Carr 1975; Pritchard 1976), hence one may expect to find relatively low-level exchange between these southern populations and that of Tortuguero. This was recently confirmed by a tag return of an individual turtle tagged on the Brazilian feeding grounds and later recaptured in Nicaraguan waters (Lima et al. 1999). Here we present data on a tag return of an adult green turtle that moved in the opposite direction: from Tortuguero to Brazil. On 7 February 2001, a dead green turtle in the early stages of decomposition was found on the beach of Goiabeiras located in the municipality of Fortaleza, Ceará (3° 43' S, 38° 32' W). An external inspection revealed several perforations in the neck from different fishing hooks. The turtle had two external inconel tags, bearing the numbers 83028 and 83029, attached to the front flippers, and it measured 107 cm in curved carapace length (CCL) and 93cm in curved carapace width (max). This turtle had been originally tagged on the nesting beach of Tortuguero (10º 35' N, 83º 31' W to 10º 21' N, 83º 23' W) on 25 March 1999, and at that time had a CCL of 106 cm. This individual was seen during nesting events on 7 and 20 April of the same year, but was never seen on the beach again after this date. The minimum distance traveled by the turtle between Tortuguero and Brazil was approximately 5000 km. We suggest that genetic studies, satellite telemetry, and capture-mark-recapture programmes be integrated together to provide information on the origin and behavior of sea turtles in foraging areas such as Ceará, Brazil.

Acknowledgements: We thank CCC research assistant Ana Maria Suárez (Colombia) for her skillful application of the Inconel tags that remained attached to green turtle 83028/83029 after almost two years. Bass, and Luiziane Moreira do Nascimento of IBAMA/Fortaleza who found and reported the turtle in Brazil. We also thank Peter Eliazar of the Archie Carr Center for Sea Turtle Research for facilitating exchanges of tag return information, and Matthew Godfrey for help. Projeto TAMAR-IBAMA is comanaged by the Fundação Pró-TAMAR and officially sponsored by Petrobras. The Frankfurt Zoological Society generously supports the work at the TAMAR station in Almofala.

Bass, A.L., C.J. Lagueux & B.W.Bowen. 1998. Origin of green turtles, *Chelonia mydas*, at "Sleeping Rocks" off the northeast coast of Nicaragua. Copeia 1998: 1064-1069.

Bjorndal. K.A., J.A. Wetherall, A.B. BOLTEN & J.A. Mortimer. 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: An encouraging trend. Conservation Biology 13: 126-134.

Carr, A. F. 1975. The Ascension Island green turtle colony. Copeia 1975: 547-555.

Hirth, H.F. 1997. Synopsis of the Biological Data on the Green Turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Biological Report 97(1), August 1997, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior, Washington, D.C. 120 pp.

Lima, E.H.S.M., C.J. Lagueux, D. Castro. & M.A. Marcovaldi. 1999. From one feeding ground to another: green turtle migration between Brazil and Nicaragua. Marine Turtle Newsletter 85:10.

Pritchard, P.C.H. 1976. Post-nesting movements of marine turtles (Chelonidae and Dermochelyidae) tagged in the Guianas. Copeia 1976: 749-754.

LIMA, E. H. S. M.; TROËNG, S. Link between green turtles foraging in Brazil and nesting in Costa Rica? **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.94, p.9, 2001.

Nem tudo o que cai na rede é peixe: An environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil.

Maria Â. Marcovaldi[1], Berenice G. Gallo[2], Eduardo H.S.M. Lima[3], and Matthew H. Godfrey[1]

[1]Fundação Pró-TAMAR & Projeto TAMAR-IBAMA - Caixa Postal 2219 - Salvador, Bahia 40210-970 Brasil; (tel): 55-71-676 1045; (fax): 55-71-676-1067; Email: protamar@tamar.org.br
[2]Fundação Pró-TAMAR, Rua António Athanásio n° 273, Itaguá - Ubatuba, São Paulo 11680-000 Brasil; Email: tamaruba@netvale.com.br
[3]Fundação Pró-TAMAR Caixa Postal 191 -Centro Fortaleza, Ceará 60001-970 Brasil; Email: aruana@truenet-ce.com.br

ABSTRACT

Conservation initiatives for marine turtles generally focus on nesting beaches, with the aim of protecting nesting females and their developing eggs. These efforts are largely successful at increasing the numbers of hatchlings produced and released to the ocean. However, mortality at sea resulting from incidental capture by fisheries is a serious threat to the survival of marine turtle populations. Recognizing the importance of protecting turtles in the water, Projeto TAMAR-IBAMA, the National Sea Turtle Conservation Program of Brazil, has expanded its activities to include protection of turtles in their feeding areas, especially where turtles are likely to become entangled in local artisanal fishing nets. Towards this end, Projeto TAMAR-IBAMA instituted an education campaign to teach fishermen the importance of conserving marine turtles, and how they can participate in the conservation process. The program has been successful, with an increasing trend in the annual number of turtles that are released safely after being accidentally caught. Projeto TAMAR-IBAMA is also involved with creating ecologically sound alternative sources of income, to reduce the need for predatory fishing. As with their achievements in protecting nests and nesting turtles, Projeto TAMAR-IBAMA's accomplishments in protecting sea turtles on these feeding grounds are dependent on the cooperation and participation of local coastal communities and fishermen.

INTRODUCTION

Marine turtles have been classified as endangered both federally in Brazil and at the international level [1]. Five species of marine turtle occur in Brazil: the loggerhead (*Caretta caretta*) hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) olive ridley (*Lepidochelys olivacea*), leatherback (*Dermochelys coriacea*), and the green turtle (*Chelonia mydas*). Since 1980, Projeto TAMAR-IBAMA, which is affiliated with the Ministry of the Environment of the federal government of Brazil, has been responsible for managing and conserving the marine turtles found along the Brazilian coast. Projeto TAMAR-IBAMA operates 21 stations that dot the coastline, most of which focus on protecting nearby nesting populations of marine turtles. Largely through the recruitment of local fishermen to monitor the nesting beaches of Brazil, Projeto TAMAR-IBAMA has been successful in eradicating almost all-local consumption of sea turtles and their eggs in areas where Projeto TAMAR-IBAMA operates [2]. Each year, Projeto TAMAR-IBAMA helps liberate over 350,000 hatchlings from nests that are either protected in their natural sites, or have been relocated (due to threats such as erosion, predation, or heavy foot-traffic) to open-air hatcheries, located in natural nesting areas.

Threats to marine turtle populations in Brazil and elsewhere are not restricted to harvesting or disrupting nesting females or their eggs on sandy beaches. Indeed, accidental capture by fisheries has been recognized as being perhaps the greatest threat to marine turtle populations worldwide [3]. For sea turtles accidentally caught in nets or traps, the primary cause of death is asphyxiation. Sea turtles

are air-breathing reptiles, and if they are forcibly submerged for long periods, they suffer oxygen depletion and acidosis [4]. Following this, they become exhausted and comatose, and will eventually die without intervention. In the case of the shrimping industry off the Atlantic coast of the United States, prior to implementation of protective measures, it had been estimated that as many as 50,000 turtles were being accidentally caught each year in trawl nets [5]. The estimates for the annual level of mortality associated with those captures range from 10,000 - 30,000 animals [6 7]. Since 1994, all US shrimping vessels have been required by federal law to use Turtle Excluder Devices (TEDs), which function as trap doors through which turtles can escape. The implementation of TEDs is considered to be an example of the successful application of technology to help conserve marine turtles [9], and it is thought that the use of TEDs worldwide would help reduce the level of mortality of marine turtles at sea. Indeed, the Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles in the Western Hemisphere, an international treaty that has not yet been fully ratified, promotes the strict enforcement of the use of TEDs by the fishing fleets of all signatory countries.

Despite the apparent success of TEDs, sea turtles remain subject to other perils associated with fisheries. In the Mediterranean, the use of explosives has direct and indirect impacts on local sea turtles: the turtles are subject not only to injury during the explosions, but also attacks by Monk seals, whose food source has been largely depleted and thus have begun to prey on turtles [10]. Driftnets can also entangle and kill sea turtles, and sea turtles are often caught by long-line fisheries in the Atlantic and Pacific oceans [11]. Clearly, different fisheries in different countries have particular impacts on sea turtles, and therefore different management strategies must be developed according the specifics of each situation.

Incidental capture of marine turtles in Brazil

Largely migratory, marine turtles can travel great distances between their developmental, reproductive, and feeding habitats [12 13]. Schultz [14] and Pritchard [15] described a number of green and olive ridley turtles that were tagged while nesting on beaches in Suriname, which were later, found in Brazilian waters. Turtles tagged in Brazil have been recovered as far away as Senegal and the Azores in the eastern Atlantic, and Nicaragua and Trinidad in the Caribbean [16 17]. The international movements of these species not only underscores the importance for international cooperation in sea turtle conservation, but also highlights the extent of the impact that fisheries have on marine turtles: all the tag returns mentioned above were the direct result of incidental capture by fisheries.

The first objectives of Projeto TAMAR-IBAMA following its creation were to conduct a thorough survey of the coastline of Brazil, in order to identify areas where the various species of sea turtle occur, to define the major threats to their survival, and to develop potential solutions for conservation problems involving turtles. The survey revealed that although turtles may be encountered in the waters all along the coast of Brazil, there are concentrations of feeding populations in key areas (Fig. 1). Green turtles, which are largely herbivorous and feed on turtle grass and algae [18], congregate on sea grass pastures and areas with high levels of algae, such as in coastal waters of the states of Ceará and São Paulo. Hawksbill turtles are mainly spongiverous [19], and tend to feed in areas with coral reefs; such as the waters around the oceanic islands of Atol das Rocas and Fernando do Noronha. In addition, there are some areas, for instance Itacimirim, Bahia, where turtles occur in large numbers both on nesting beaches and on nearby feeding grounds.

As one of the primary goals of Projeto TAMAR-IBAMA is to reduce the impact of human activities on sea turtles in Brazil, most of its efforts have been concentrated in those areas where there is interaction between people and turtles, including on the feeding grounds. For instance, there are large populations of feeding turtles in the waters of the island groups of Atol das Rocas and Fernando do Noronha, but as both are protected areas (as a Biological Reserve and as a National Marine Park,

respectively), fishing is not allowed. Nevertheless, TAMAR-IBAMA has been conducting an ongoing mark recapture study of hawksbill and green turtles in the waters of Fernando do Noronha, which has revealed details about growth and behavioral patterns [20].

On the other hand, there are large numbers of artisanal fishermen in Ceará and São Paulo, where there are also aggregations of turtles feeding in the water, and thus higher levels of accidental capture. TAMAR-IBAMA focuses its efforts on reducing the impacts of fisheries on turtles in these areas. In São Paulo, the primary fishing technique employed is a floating weir, while in Ceará most fish are caught using wooden *currais,* each of which span several kilometers and fence in fish (and turtles). The Projeto TAMAR-IBAMA bases of Ubatuba, in the state of São Paulo, and Amolfala, in the state of Ceará, were established specifically to work on the problem of accidental capture. More detailed descriptions of the problems and solutions for these areas are described below.

Education campaign

Prior to the establishment of the bases in areas with high levels of incidental capture of marine turtles, little was known about the status of marine turtles in their feeding grounds. The main difficulty early on was that the fishermen were hesitant to cooperate, given that capture of sea turtles is forbidden by law in Brazil. It became clear that the fishermen, fearing punitive legal retributions for revealing that they had accidentally captured sea turtles, were immediately throwing overboard all sea turtles found in their nets or traps. However, as most of these turtles were comatose, they probably were not able to recover and eventually died of asphyxiation. Projeto TAMAR-IBAMA realized that the law, although designed to protect sea turtles, was not enough to reduce the impact of incidental capture on marine turtles, and that a more creative solution was needed.

A founding principle for Projeto TAMAR-IBAMA was to establish a conservation program for marine turtles that would not be damaging economically to coastal communities that in the past had relied in part on the consumptive use of sea turtles or their products. The solution was to involve members of the local community in the machinery of the conservation program, such as helping patrol the nesting beaches, interacting with tourists in the visitor centers, or producing crafts and goods to be sold in the souvenir shops at the different bases [21]. In the case of incidental capture, Projeto TAMAR-IBAMA needed to find a way to reduce the level of mortality while at the same time not jeopardize the economic livelihoods of the local fishermen. The solution was a simple idea: to hire some of the fishermen who use nets to help patrol for turtles that had been accidentally captured, and to revive any comatose turtles so they were not likely to die once returned to the ocean.

Initially, Projeto TAMAR-IBAMA had to overcome the fishermen's fear of admitting they had accidentally caught turtles in their traps. It was established that the law was enacted strictly to halt the intentional capture of marine turtles; therefore, local fishermen who found a turtle in their nets that they had set for fish were not subject to punishment. Informing the fishermen of this paved the way for greater cooperation. The next hurdle to overcome was the problem of reviving the comatose turtles. For this, an education campaign was mounted to show the simple process of reviving turtles caught in nets. Using the slogan "Nem tudo que cai na rede é peixe" ("Nets catch more than just fish"), Projeto TAMAR-IBAMA distributed the information using posters, pamphlets, and even T-shirts. Simple graphics were designed and printed as posters to show the process of laying a comatose turtle on its back, and allowing it to recuperate until it begins beating its flippers against its plastron (in attempts to right itself), indicating recovery. Revived turtles returned to the water are thought to be more likely to survive than comatose turtles [22].

The education campaign also included information on the natural history of marine turtles, and their importance in the ecosystem. This imparted a greater understanding of the role that marine turtles play in the ocean, and strengthened the connection between the

coastal communities and these animals. A wider aim was to reinforce the feelings of respect and regard for the marine ecosystem as a whole. This in turn would help shape the way local communities interacted with the marine ecosystem; particularly in the way they envisioned how their actions, such as helping to revive comatose sea turtles, impacted the ecosystem upon which their livelihoods are dependent.

The benefits of the education program are represented by the number of turtles that have been released alive from the nets (see Tables 1 and 2). Although few data exist for the period prior to the establishment of monitoring by Projeto TAMAR-IBAMA, it has been inferred that more than half of all marine turtles accidentally captured in nets before 1990 probably did not survive (M.Â. Marcovaldi, personal observation). Life history analyses of marine turtles suggest that juvenile and adult mortality is a serious threat to the survival of sea turtle populations [23]. Therefore, the reduction of the level of mortality of turtles on feeding grounds in Brazil is a necessary component to the conservation and management of sea turtle populations in Brazil. However, long-term success of these conservation initiatives requires the integration of coastal communities who were previously dependent on turtles or their products. In this spirit, Projeto TAMAR-IBAMA has been trying to find ways to initiate alternative sources of income for coastal communities, as a way to reduce pressure on sea turtles from fishing techniques.

Creating alternative sources of income in Ubatuba and Almofala

Ubatuba is located on the north coast of the state of São Paulo. It is surrounded by small traditional communities whose primary earnings come from fishing, although increasing levels of tourism are creating alternative sources of income. Fishing efforts in and around Ubatuba are largely focused on catching shrimp and shark, using floating nets. It is in these nets that marine turtles are accidentally caught, primarily juvenile green turtles, although other species are also occasionally encountered. Between 1991, when the base of Ubatuba first started operating, and the end of 1998, about 2400 turtles were recorded as being incidentally captured, of which more than 90% were released alive (Table 1). The average number of captured turtles per year during this time was 275 (range: 44-675). Projeto TAMAR-IBAMA works year round in monitoring the fishing areas for incidental captures, with most of the focus being in 8 areas with the highest occurrence of turtles.

In addition to monitoring accidental capture in the nets, the Ubatuba station is also involved in developing alternative sustainable methods of using ocean resources for their economic livelihoods. One example is shellfish culture. Following the model of Ostini and Gelli [24], Projeto TAMAR-IBAMA introduced the Double Long Line method of mussel culture, which so far has provided monetary returns in excess of 6 times the original investment in equipment. This has reduced the number of nets being used by local fishermen, which in turn has reduced the number of incidental captures, all without jeopardizing the income of local residents.

Created in 1992, the Projeto TAMAR-IBAMA station in Almofala is located about 240 km to the west of Fortaleza, the capital of the state of Ceará. Almofala is a small indigenous community comprised primarily of descendents of the Tremembé tribe. The main source of income is derived from coconut plantations and artisanal fishing. Fishermen in Almofala use long wooden structures, called *currais,* to corral fish into a small area where they can be easily retrieved. Using simple boats without motors, the fishermen regularly check the *currais,* in which sea turtles are also trapped. The waters around Almofala are rich with benthic algae, upon which green turtles feed, and correspondingly, the primary species of turtle captured in Almofala is the green turtle, although

other species are also encountered (Table 2). The average number of captures each year from 1993 through 1998 was 36 (range: 5-82), of which more than 90% were released alive.

In terms of creating economic alternatives in Almofala, Projeto TAMAR-IBAMA has focused on restoring the cultural traditions of embroidery and needlework by the wives of the fishermen. The work produced is sold in shops at different Projeto TAMAR-IBAMA bases in Brazil, and profits are redistributed to the different bases. Projeto TAMAR-IBAMA has helped create community gardens, to supplement the diet of the local community. In terms of alternative methods of fishing in Almofala, predominant winds from the northwest during July and December make it challenging to implement any kind of fishing activity; even the *currais* are destroyed during this period of heavy sea-swells. Projeto TAMAR-IBAMA has been working to reintroduce *marambaias,* which are traditional constructions used by fishermen to attract fish so they can be captured easily. An important contribution from Projeto TAMAR-IBAMA has been the transition from the previous use of mangrove wood for construction, to the current use of recyclable materials (such as old tires, plastic bottles, etc.) for making the *marambaias*. To date, several fishermen have begun to use the *marambaias* instead of *currais,* which should help to reduce the occurrence of the accidental capture of marine turtles.

Future aims

Given that the foci of interaction between people and turtles on the feeding grounds are fishermen, it is a logical step to recruit fishermen to participate in research and data collection on sea turtles. Currently, fishermen are hired only to patrol nets and to release the turtles (indeed, many of the fishermen also work as volunteers in the program), while members of Projeto TAMAR-IBAMA teams do the actual tagging and measuring of the animals. In the future, it is hoped that fishermen will also be hired to collect morphological data and to tag the sea turtles they encounter.

Projeto TAMAR-IBAMA is also initiating a new program of monitoring incidental capture by industrial fishing ventures, in particular the long line fisheries in the southern waters of Brazil, which may represent an important source of sea turtle mortality at sea. An initial study aboard a single commercial fishing vessel in March/April 1998 revealed that more than 100 juvenile loggerhead sea turtles were captured during 9 long-line trawl events [25]. Of these, 83 were successfully released alive, suggesting that there is a good potential for success in reducing levels of mortality associated with this fishery, given an active collaboration between Projeto TAMAR-IBAMA and the long line fisheries.

The study of sea turtles on their feeding grounds is an important source information of the natural history of these endangered species. Such studies can reveal information on growth, behavior, and migration, which will enhance the understanding of the impacts of different forces, both natural and anthropogenic, on sea turtle populations. This in turn will benefit Projeto TAMAR-IBAMA, and perhaps other marine turtle conservation programs in other countries, in securing the long-term survival of marine turtles.

ACKNOWLEDGEMENTS

The accomplishments of Projeto TAMAR-IBAMA for the 18 years of its existence would not have been possible without the cooperation and collaboration of local communities, trainees, volunteers, and donors, both public and private. We thank Taisi Sanches for assistance with collating the data, and Charles Tambiah for constructive comments on the manuscript. Projeto TAMAR-IBAMA is officially sponsored by Petrobrás, affiliated with IBAMA, and co managed by Fundação Pró-TAMAR.

38°00'02"W), received a phone call that a large turtle on Gua beach was being attacked by two dogs. Two biologists rus the scene, only to find a dead adult *C. caretta*, with its c artery punctured. The turtle had begun to dig a nest-hole, b not successfully laid its eggs before being attacked. The turt transported back to the Projeto TAMAR base and necropsie gravid female contained 141 eggs in her oviducts. Witnesse tified the dogs and their owner as the same ones responsi killing a nesting hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) on 2 ary 1998, during the previous nesting season. Similarly, *imbricata* had been attacked close to sunrise and killed p oviposition. This turtle was also necropsied, and 128 unlai were found in the oviducts. In both cases, the unlaid egg washed in fresh water and interred in an open air hatchery Praia do Forte station; only the *C. caretta* eggs hatched, p ing 43 live hatchlings.

The enforcement authorities at IBAMA and the Institute Environment and Natural Renewable Resources of the F Government of Brazil were notified, and we expect the ow face the maximum possible fines. The *C. caretta* carapac hangs in the museum of the visitor center in Praia do Forte, and that of the *E. imbricata* is displayed in visitor center archipelago of Fernando de Noronha, Brazil.

Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA, co-managed Fundação Pró-TAMAR, and its official sponsor is Petrobra tial funding also came from the Natural Sciences and Engin Research Council of Canada.

Submitted by **ALEXSANDRO SANT'ANA SANTO MATTHEW H. GODFREY***, Projeto TAMAR-IBAM Fundação Pró—TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, 40210-970 Brazil (e-mail: protamar@e-net.com.br). *Carre dress: Réserve Naturelle de l'Amana, 97319 Awala-Yali French Guiana.

TESTUDINES

CARETTA CARETTA (Loggerhead Sea Turtle) and ***ERETMOCHELYS IMBRICATA*** (Hawksbill Sea Turtle). **PREDATION.** Sea turtles are subject to pressures from a wide variety of predators, at many different life stages (Dodd 1988. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 88[14]:1–110). Predation pressure seems to be inversely related to age and size of sea turtles— hatchlings are eaten by many species of fish, birds, and mammals while adult turtles at sea apparently have few natural predators, other than sharks and killer whales. Nesting sea turtles face land predators, such as jaguars (Autar 1994. Mar. Turt. Newsl. 67:11–12) and crocodiles (Ortiz et al. 1997. Chel. Conserv. Biol. 2:585–587), not to mention people. Additionally, there have been reports of predation by feral dogs on nesting female sea turtles (Caldwell 1959. Bull. Florida State Mus. 4:319–348; Hendrickson 1958. Proc. Zool. Soc. Lond. 130:455–535). Here, we report domestic dogs attacking and killing nesting sea turtles *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata*.

Early in the morning of 26 October 1998, the Projeto TAMAR-IBAMA base in Praia do Forte, Bahia, Brazil (12°34'56"S,

2001

separate egg layers with thin layers of mud (Ernst and Barbour 1972. Turtles of the United States. University of Kentucky Press, Lexington, Kentucky. 347 pp.: Ehrenfeld 1979. *In* Harless and Morlock [eds.], Turtles: Perspectives and Research, pp.417–434. Wiley and Sons, New York), but this behavior has been recorded only once for sea turtles (Caldwell 1962. Quart. J. Florida Acad. Sci. 25:287–302). Caldwell (*op. cit.*) recorded similar behavior in two loggerheads on Jekyll Island, Georgia, but these turtles only separated two layers of eggs by one layer of sand. Caldwell (*op. cit.*) hypothesized that these animals were young, inexperienced nesters because of their small body sizes, small clutches, early nesting, and unusual behavior. However, the body size and clutch size of the larger female we observed do not support this hypothesis. The mean carapace length reported for the Brazilian loggerhead population is 92.9 cm and the mean clutch size is 130.5 eggs (Tiwari and Bjorndal 2000. Herpetologica 56:343–356). Additionally, the smaller female had been observed to produce a normal nest two weeks prior to this event.

Shifts among the phases of the nesting sequence may result from external stimuli (Hailman and Elowson, *op. cit.*). For instance, the shift from digging the egg chamber to ovipositing is apparently triggered when the hind flippers come up without sand on at least two consecutive digging attempts. Termination of oviposition may be controlled by an external stimulus when the cloacal tip touches the egg pile, or by an internal stimulus, possibly depletion of eggs (Hailman and Elowson, *op. cit.*). It is difficult to ascertain what triggered the aberrant behavior we observed.

Submitted by **MANJULA TIWARI**, Archie Carr Center for Sea Turtle Research, University of Florida, P.O. Box 118525, Gainesville, Florida 32611, USA, and **ALEX SILVEIRA**, Fundação Pró-Tamar, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, CEP 40210-970, Brazil.

TESTUDINES

CARETTA CARETTA (Loggerhead Sea Turtle). **ABNORMAL NESTING BEHAVIOR.** Loggerhead sea turtles have very stereotypical nesting behaviors (Hailman and Elowson 1992. Herpetologica 48:1–30). After a female has dug the nest chamber, she lays her eggs, fills the chamber with sand, camouflages the nest, and returns to sea. Herein we report unusual nesting behavior observed in two loggerheads nesting on Busca Vida Beach, Bahia, Brazil. These turtles dug an egg chamber and commenced ovipositing, then started covering the eggs with sand only to stop and recommence ovipositing. This procedure was repeated ca. five times by one female and ca. nine times by the other female. The straight carapace lengths (= distance from middle of nuchal to pygal tip) of the loggerheads were 95.3 cm and 90.1 cm. The larger female laid a clutch of ca. 145 eggs including one unusually large egg, which was broken by her hind flippers, and an abnormal L-shaped egg that measured ca. 14.6 cm in length. The smaller turtle laid ca. 127 eggs, two of which were joined together. Fourteen broken eggs were found in the larger clutch, and one broken egg was found in the smaller clutch. The females broke the eggs with their flippers. No data on hatching success are available.

Some chelonians such as the map turtle, *Graptemys geographica*,

2001

Status of olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea)* in the Western Atlantic Ocean

Neca Marcovaldi
Fundação Pró-TAMAR
Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia 40210-970, Brazil
Tel: 55-71-876-1045; fax 55-71-876-1067;
email: protamar@e-net.com.br

Introduction

Olive ridley sea turtles are distributed in all tropical and subtropical ocean basins. On a global scale, the olive ridley is probably the most abundant species of sea turtle, with some nesting beaches receiving more than half a million turtles during a nesting season (up to 800,000 on Gahirmatha beach, in Orissa, India - Anonymous, 1994; more than 700,000 on Escobilla beach, in Pacific Mexico - Marquez, 1995). Ironically, it is also the least abundant sea turtle in the Western Atlantic.

Biology and Behavior:

The olive ridley is one of the smallest of the marine turtle species, and one of the two species of the genus *Lepidochelys.* The other species, *L. kempii,* also occurs in the Western Atlantic, and is discussed by XX (this volume). The basic morphological differences between the 2 species includes a smaller head in the olive ridley, differences in jaw structure, and variable and uneven numbers of lateral scutes on the carapace of olive ridley's (detailed in Pritchard and Plotkin, 1995).

Generally, adult *L. olivacea* are olive colored, although the hatchlings are dark brown when they emerge from their nests. As adults, they can weigh up to 45kg, with average weights around 35 kg (Schulz, 1975). Their carapaces are distinctive in that they have a variable and often uneven number of lateral scutes, between 6 and 10 pairs. Olive ridley's are also unique in that they have 4 pairs of pores in the infra-marginal scutes of the plastron. Their function is unknown. Olive ridley's are carnivorous, generally eating crustaceans and invertebrates. Very little is known about the behavior of this species at sea, including migratory paths.

One spectacular feature of some populations of olive ridley's is the nesting behavior known as an "arribada." During these events, from tens to hundreds of thousands of olive ridley turtles emerge from the ocean to nest on the same beach over a period of a few days. The stimuli which precipitate the beginning of an arribada may include environmental factors such as wind speed and direction and phases of the tide and moon, and gravid females apparently can delay nesting for several weeks, despite the presence of fully shelled eggs. Arribada nesting continues during daylight hours also, in contrast to most other marine turtle species, which prefer to lay their eggs under the cover of darkness. Olive ridley's lay 2-3 nests per year, and often nest in consecutive years.

The arribada behavior is not fully understood. It has been suggested that this a form of predator saturation, thereby by increasing the likelihood of survival of the hatchlings produced (Pritchard, 1969). Evidence from Pacific Costa Rica suggests that, on average, a nest laid during an arribada is less likely to surfer predation than a nest laid by a solitary female (Eckrich and Owens, 1995). However, gains made in

terms of predation rates may be negated by losses in hatching rates: typically, the hatching success of nests laid during arribadas is terribly small; for example, only around 5% of the eggs laid on Nancite beach, in Costa Rica actually produce viable hatchling (Cornelius, 1986). This is largely due to turtles digging into previously laid nests, and the high levels of bacteria and other microorganisms present in the sand.

After the arribada, individual turtles migrate to other areas independently, rather than in flotillas or groups. This is based on data collected while tracking individual turtles with satellite transmitters, following nesting during an arribada in Costa Rica (Plotkin et al., 1995).

Occurrence in Western Atlantic:
In the western Atlantic, there are only 3 countries in which significant numbers of olive nests are laid each year:

- Suriname: Principally Eilanti beach, and secondarily Matapica beach
- French Guiana: Ya:lima:po beach and others, both east and west of Cayenne
- Brazil: the beaches of Pirambu, Abais, and Ponta dos Mangues in the state of Sergipe, in northern Brazil)

There are few, if any, records of olive ridley nests outside these areas in the western Atlantic. Incidental capture of olive ridley sea turtles has been recorded mostly near the Guianas and in northern Brazil, although there are records of animals caught in the waters of Venezuela, Trinidad & Tobago, and Brazil (Schulz, 1975; Marcovaldi et al., in press).

Suriname:
In Suriname, the local name for olive ridley is *warana.* The yearly total of *warana* nests laid each year in Suriname has been declining for the past 20 years (Figure 1). The principal nesting beach for olive ridley's in Suriname is Eilanti beach, close to the border with French Guiana. Small-scale arribadas were seen in the late 60s and 70s on Eilanti beach, but have not occurred since. Reasons for this decline are not known, but the natural erosion cycle of Eilanti beach is probably one cause. All nests laid by olive ridley’s are excluded from the legal egg harvest program in Suriname (Reichart, 1993).

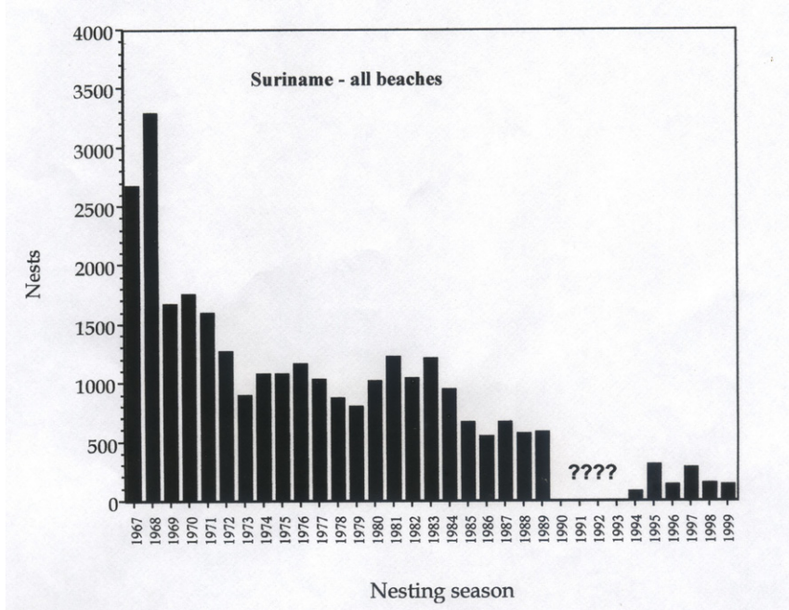


Figure 1. Annual number of olive ridley nests laid per nesting season, in all of Suriname. Data for 1990 through 1993 were not obtained. Sources of data include Reichart (1993) and Kris Mohadin of STINASU/LBB in Suriname (personal communication).

French Guiana.

The local name for olive ridley in French Guiana is *tortue olivâtre.* Until recently, the focus of monitoring in French Guiana was Ya:lima:po beach, which is frequented by enormous numbers of leatherbacks each year (Girondot and Fretey, 1996). There are numerous beaches in the western half of the country, from the border with Suriname until Cayenne, some with as many as 25 olive ridley nests laid per night; 500 is a rough estimate for the annual number of nests in 1999 (Johan Chevalier, personal communication). East of Cayenne, until the border with Brazil, the beaches were regularly monitored for the first time in 1999; around 500 nests were encountered in this region (Jean-Christophe Vie, personal communication). Due to the lack of consistent data, it is not known if these large numbers are the result of displacement of females from Suriname, or reflect a population increase, or simply is due to increased monitoring effort. Indeed, all these factors may be at play in this situation. Certainly, regular monitoring is needed in French Guiana in order to better characterize the status of the population.

Brazil.
In Sergipe, on the northern coast of Brazil, regular monitoring was begun in 1982 at Pirambu beach, the principle-nesting site of olive ridley's in Brazil. Since 1989, nests have been protected in 3 areas in Sergipe: Abais, Pirambu, and Ponta dos Mangues. Despite the fluctuations in annual numbers of nests, the overall pattern seems to be steady, with a yearly mean of 200-400 nests (Figure 2). There is no evidence that arribadas previously existed in Sergipe. Indeed, the lack of a common name for this species in Brazil suggests that its relative scarcity has been long-term.

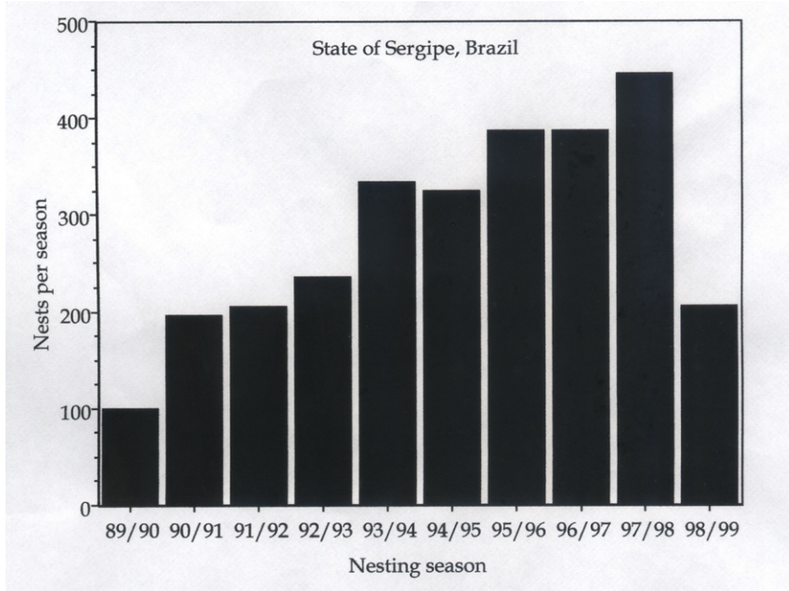


Figure 2. Annual number of olive ridley nests laid per nesting season, in the state of Sergipe, in Brazil. Scattered nesting of this species also occurs in the states of Bahia and Espírito Santo, but in low numbers (<50 per year). Source of data: Projeto TAMAR-IBAMA.

Threats:
The principle threat to olive ridley's is incidental capture by both artisanal and industrial fisheries, with the largest number of incidental captures occurring off the coast of the Guianas. Indeed, Reichart and Fretey wrote in 1993 that incidental capture is the "largest unaddressed problem in turtle conservation" in these countries. Other threats include habitat destruction and poaching.

Conclusions:
The overall situation of olive ridley's in the western Atlantic is mixed. In Suriname, their numbers have seriously declined, while in French Guiana, they may be increasing, or the population is larger than previously thought. In Brazil, the

population is small but steady. In any event, at-sea mortality due to incidental capture is a serious problem that needs to be addressed for the successful conservation of these populations in the western Atlantic.

Acknowledgements: I would like to thank several people for providing unpublished, up-to-date information on short notice, particularly Kris Mohadin of STINASU in Suriname, Jeroen Swinkels of BIOTROPIC, Johan Chevalier and Laurent Kelle of WWF-France, and Jean-Christophe Vie of the Kwata project in French Guiana. Thanks to Jaqueline C. de Castilho and Augusto César C. Dias da Silva of the Projeto TAMAR-IBAMA bases in Sergipe for their dedication over the years in conserving the olive ridley's in Brazil, and thanks to Matthew Godfrey for help with organizing the data.

References:

Anonymous. 1994. Concern rises over threat to Indian turtles. Marine Turtle Newsletter 64: 1-3.

Cornelius, S. 1986. The sea turtles of Santa Rosa National Park. Fundación de Parques Nacionales, Costa Rica 64pp.

Eckrich, C.E., and Owens, D.Wm. 1995. Solitary versus arribada nesting in the olive ridley sea turtles *{Lepidochelys olivacea):* a test of the predator-satiation hypothesis. Herpetologica 51: 349-354.

Girondot, M., and Fretey, J. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea,* nesting in French Guiana, 1978-1995. Chelonia Conservation and Biology 2: 204-208.

Marcovaldi, M.Â., Gallo, B.G., Lima, E.H.S.M., and Godfrey, M.H. In press. *Nem tudo que cai na rede é peixe:* an environmental education initiative to reduce mortality of marine turtles caught in artisanal fishing nets in Brazil. Ocean Yearbook.

Plotkin, P.T., Byles, R.A., Rostal, D.C., and Owens, D.W. 1995. Independent versus socially facilitated oceanic migrations of the olive ridley, *Lepidochelys olivacea.* Marine Biology 122: 137-143.

Pritchard, P.C.H. 1969. Sea turtles of the Guianas. Bulletin of the Florida State Museum, Biological Series 13: 85-140.

Pritchard, P.C.H., and Plotkin, P.T. 1995. Olive ridley sea turtle, *Lepidochelys olivacea.* In: National Marine Fisheries Service and U.S. Fish and Wildlife Service Status Reviews for Sea Turtles Listed under the Endangered Species Act of 1973 (P.T. Plotkin, editor). National Marine Fisheries Service, Silver Spring, Maryland, pp. 123-139.

Reichart, H.A. 1993. Synopsis of biological data on the olive ridley sea turtle *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz 1829) in the western Atlantic. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-336, 78pp.

Reichart, H.A., and Fretey, J. 1993. WIDECAST sea turtle recovery action plan for Suriname (K.L. Eckert, editor). CEP Technical Report No. 24. UNEP Caribbean Environment Programme, Kingston, Jamaica. 65pp.

Schulz, J.P. Sea turtles nesting in Surinam. Zoologische Verhandelingen 143: 1-143.

Comportamento Reprodutivo de Tartarugas Marinhas

Antonio de Pádua Almeida[1]

A reprodução das tartarugas marinhas é um processo complexo, que envolve freqüentemente longas migrações. As sete espécies existentes, *Dermochelys coriacea* (tartaruga-gigante), *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), *Lepidochelys olivacea* (xibirro), *L. kempi* e *Natator depressus* (as últimas sem denominação vulgar no Brasil) compartilham, em linhas gerais, um ciclo reprodutivo que envolve a migração de áreas de forrageamento para áreas de acasalamento, de onde as fêmeas partem para as praias de desova (Miller, 1997).

Acasalamento - As descrições referentes à corte e ao amplexo em tartarugas marinhas são escassas e anedóticas, e a espécie mais estudada neste aspecto é a tartaruga-verde *Chelonia mydas* (Ehrhart, 1995; Miller, 1997). Machos e fêmeas acasalam com vários pares (Owens, 1980; Harry & Briscoe, 1988). As fêmeas mantêm-se receptivas por cerca de 7 a 10 dias, enquanto os machos permanecem sexualmente ativos por cerca de 30 dias (Miller, *op. cit.*). Este processo ocorre cerca de um ou dois meses antes do início das desovas, e o comportamento pré-copulatório dos machos ocasiona ferimentos nas fêmeas, causados por mordidas nas nadadeiras, pescoço e cabeça. As garras utilizadas pelos machos no amplexo deixam cicatrizes nas carapaças das fêmeas. Uma vez em amplexo, um macho pode sofrer ataques de outros, através de mordidas nas nadadeiras e na superfície exposta da cauda (Hirth, 1997). Após o acasalamento, os machos provavelmente retornam para as áreas de forrageamento, e as fêmeas se deslocam para os sítios de desova, onde permanecem alguns meses para a realização das posturas. Estudos genéticos evidenciaram a fidelidade dos machos às áreas de acasalamento em diferentes estações reprodutivas (Limpus, 1993).

Filopatria e *Site-Fidelity* - As fêmeas de tartarugas marinhas apresentam uma forte tendência a realizar as desovas sempre na mesma área, seja numa mesma temporada reprodutiva, seja em diferentes temporadas. Carr (1975) utilizou os termos filopatria (*phylopatry*) para designar a fidelidade nos retornos a uma mesma região, e *site-fidelity* (aqui traduzida livremente como fidelidade pontual) para designar a característica de retornar a um sítio específico em uma determinada praia de desova. O grau de fidelidade varia entre as espécies. Em *Chelonia mydas*, a distância média de retorno registrada em diferentes estudos é de menos de 1 km (Miller, 1997), sendo maior para *Caretta caretta* (Bjorndal *et al.*, 1983; Almeida, 1999). Este comportamento, constatado a partir de marcações realizadas em fêmeas nas praias de desova, levou à hipótese conhecida como *natal homing*, em que as

[1] Projeto TAMAR-IBAMA - CXP 105, Linhares, ES, CEP 29900-970; tonim@tamar.org.br

fêmeas nidificam na praia em que nasceram (Carr, 1967); esta hipótese é corroborada pelo fato de que são muito raros os registros de fêmeas marcadas desovando em áreas distintas daquelas onde receberam a primeira marcação. Uma conseqüência esperada deste comportamento é a fixação de diferenças genéticas no DNA mitocondrial, sem influência paterna, entre diferentes populações.De fato, testes genéticos posteriores (Meylan *et al.*,1990; Bowen *et al.*, 1992) evidenciaram estas diferenças. Comparações realizadas no DNA nuclear, entretanto, sugerem um fluxo gênico interpopulacional mediado pelos machos (Bowen & Avise, 1995).

Nidificação - As fêmeas realizam, em média, duas (*Lepidochelys kempi*) a seis (*Dermochelys coriacea*) posturas por temporada reprodutiva. A divisão do número total de ovos em várias posturas espaçadas no espaço e no tempo parece representar uma estratégia para diminuir a probabilidade de perdas (Miller, 1997). Uma mesma fêmea normalmente não nidifica todos os anos. A oviposição envolve uma série de movimentos estereotipados (Hailman & Elowson, 1992): a) a emergência da água (esta etapa é inibida pela incidência de luzes artificiais nas praias de desova, bem como pela presença humana ou de outros animais); b) o deslocamento até um local seguro da ação das marés (durante esta etapa, a fêmea pode abortar o processo quando perturbada); c) a preparação do terreno (a fêmea, utilizando as quatro nadadeiras, realiza uma verdadeira "terraplanagem", delimitando um espaço conhecido popularmente no Brasil como *cama*); d) a escavação da câmara (uma cavidade de formato piriforme, escavada com as nadadeiras posteriores); e) a deposição dos ovos (o número varia de 50 a 130 ovos por ninho, de acordo com a espécie envolvida). Uma vez iniciada a postura, normalmente a fêmea não interrompe o processo, mesmo durante a implantação das marcas; f) a cobertura da câmara; g) o retorno ao mar. Todo este processo leva cerca de 1-2 horas.

Escolha do local de desova e proporção sexual das ninhadas - O sexo das ninhadas é influenciado pela temperatura de incubação dos ovos (Mrosovsky, 1980). À temperatura *pivotal* a proporção dos sexos é de 1:1; temperaturas mais altas ocasionam uma maior proporção de fêmeas, enquanto temperaturas mais baixas resultam em um maior número de machos (Mrosovsky & Pieau, 1991). Uma vez que a temperatura pivotal não apresenta variações latitudinais significativas (Mrosovsky, 1994), praias localizadas em diferentes latitudes geram ninhadas com razão sexual variável (Mrosovsky & Provancha, 1989, 1992). Desta forma, praias com temperaturas mais altas produzem proporcionalmente mais fêmeas, e praias com menores temperaturas, resultam em mais machos. Desta forma, evidencia-se a importância da escolha do local de desova pela fêmea na manutenção das proporções sexuais das populações.

Período reprodutivo e sítios de desova no Brasil - No Brasil reproduzem-se cinco espécies de tartarugas marinhas. A tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) nidifica em ilhas oceânicas, como Trindade, Atol das Rocas e Fernando de Noronha, entre os meses de Dezembro a Abril (Moreira *et al.*, 1995; Bellini *et al.*, 1996; Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). A tartaruga-cabeçuda (*Caretta caretta*) é responsável pelo maior número de ninhos em praias continentais do Brasil, com sítios

reprodutivos registrados entre os Estados do Rio de Janeiro e Sergipe (Almeida, 1999; Marcovaldi & Marcovaldi, 1999). A tartaruga-gigante (*Dermochelys coriacea*) reproduz-se no litoral Norte do espírito Santo (Thomé *et al.*, 2001). A tartaruga-de-pente (*Eretmochelys imbricata*) desova principalmente no litoral Norte da Bahia e em Sergipe (Marcovaldi & Laurent, 1996), e a espécie *Lepidochelys olivacea* desova principalmente no litoral de Sergipe (Marcovaldi & Marcovaldi, 1999).

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, A. P. 1999. Avaliação do manejo de desovas da careba-amarela, *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758) (Testudines:Cheloniidae) em Pontal do Ipiranga, Linhares, ES. Dissertação de Mestrado, Universidade federal do Espírito Santo, 65p.

THOMÉ, J. C. A., BAPTISTOTTE, C., MOREIRA, L. M. P., SCALFONI, J. T., ALMEIDA, A. P., RIETH, D. B. &. BARATA, P. C. R., 2001. Nesting biology and conservation of the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) in the State of Espírito Santo, Brazil. Proceedings of the 21th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Philadelphia.

BELLINI, C.B., MARCOVALDI, M.A., SANCHES, T.M., GROSSMAN, A. & SALES, G. 1996. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest *Chelonia* rookery in Brazil. **Marine Turtle Newsletter** 72:1-2.

BJORNDAL, K. A., MEYLAN, A. B, TURNER, B. J. 1983. Sea turtles at Melbourne beach, Florida.I. Size,growth and reproductive biology. **Biological Conservation** 26, 67-77.

BOWEN, B. W. & AVISE, J.C., 1995. Conservation genetics of marine turtles. In: Avise, J.C. & Hamrick, J.L. (Ed.) **Conservation Genetics: case histories from nature**. New York, Chapman & Hall, p. 190-237.

BOWEN, B.W., MEYLAN, A. B., ROSS, J.P., LIMPUS, C.J., BALAZS, G.H. & AVISE, J.C. 1992. Global population structure and natural history of the green turtle (*Chelonia mydas*) in terms of matriarcal phylogeny. **Evolution** 46(4): 865-881.

CARR, A. 1967. **So excellent a fishe: A natural history of sea turtles**, New York, Scribner

CARR, A. 1975. The Ascension island green turtle colony. **Copeia** 3, 547-555.

EHRHART, L.M., 1995. A review of sea turtle reproduction. In: **Biology and Conservation of Sea Turtles**, Bjorndal, K.A., 2.ed., Smithsonian Institution Press, Washington, DC, 29-38.

HAILMAN, J. P. & ELOWSON, A. M. 1992. Ethogram of the nesting female loggerhead (*Caretta caretta*). **Herpetologica** 48(1): 1-39.

HARRY, J. L. & BRISCOE, D. A., 1988. Multiple paternity in the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). **Journal of Heredity** 79: 96-99.

HIRTH, H. F., 1997. Synopsis of biological data on the green turtle, *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). **US Fish and Wildlife Service Biological Report** 97(1).

LIMPUS, 1993. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: breeding males in the Southern Great Barrier Reef. **Wildlife Research**, 20: 513.

MARCOVALDI, M.A. & LAURENT, A. 1996. A six-season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. **Chelonian Conservation and Biology**, v.2, n.1, p. 55-59.

MARCOVALDI, M.A. & MARCOVALDI, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation** 91:35-41.

MEYLAN, A. B., BOWEN, B.W. & AVISE, J.C. 1990. A genetic test of the natal homing versus social facilitation models for green turtle migration. **Science**, 248:724-727.

MILLER, J. 1997. Reproduction in Sea Turtles. In: Lutz, P.L. & Musick, J.A. (Eds). **The Biology of Sea Turtles**. Boca Raton, FL: CRC Press, 51-81.

MOREIRA, L.M.P., BAPTISTOTTE, C., SCALFONI, J.T., THOMÉ, J.C. & ALMEIDA, A. P.L.S. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, 70:2.

MROSOVSKY, N., 1980. Thermal biology of Sea Turtles. **American Zoologist**. 20:531-547.

MROSOVSKY, N. 1994. Sex Ratios of Sea Turtles. **The Journal of Experimental Zoology**, v. 270, p. 16-27.

MROSOVSKY, N. & PIEAU, C., 1991.Transitional range of temperature, pivotal temperatures and thermosensitive stages for Sex determination in reptiles. **Amphibia-Reptilia**, 12:169-179.

MROSOVSKY, N. & PROVANCHA, J., 1989. Sex ratio of loggerhead sea turtles hatching on a Florida beach. **Canadian Journal of Zoology**, 67:2533-2539.

MROSOVSKY, N. & PROVANCHA, J., 1992. Sex ratio of hatchling loggerhead sea turtles: Data and estimates from a 5-year study. Canadian Journal of Zoology, 70:530-538.

OWENS, D. W., 1980. The comparative reproductive physiology of sea turtles. **American Zoologist** 20, 549-563.

Poster 40 MC AVALIAÇÃO DO MANEJO DE DESOVAS DA CAREBA-AMARELA, *CARETTA CARETTA* (LINNAEUS, 1758) (TESTUDINES: CHELONIIDAE) EM PONTAL DO IPIRANGA, LINHARES, ES

ANTONIO DE P. ALMEIDA[1,2] E SÉRGIO L. MENDES[3]

[1]Projeto TAMAR-IBAMA, Base Pontal do Ipiranga, Caixa Postal 105, Linhares, ES, Brasil, CEP 29900-970; [2]Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas; [3]Museu de Biologia Mello Leitão, Av José Ruschi, 4, Santa Teresa, ES, Brasil, CEP 29650-000.

Foi avaliado o manejo de desovas da careba-amarela, *Caretta caretta*, na base do Projeto TAMAR em Pontal do Ipiranga, no período de 1988 a 1998. As estimativas sugerem a presença anual de cerca de 40 fêmeas desovando nas praias da região. Foram registradas 131 desovas por ano, em média. A comparação do número de ovos das desovas transferidas por técnicos e moradores locais (carebeiros) mostrou que os ninhos transferidos pelos técnicos apresentam mais ovos. A comparação entre o número de ovos das desovas transferidas pelos carebeiros e os ninhos mantidos in situ não mostrou diferenças significativas. O sucesso de eclosão das desovas mantidas in situ foi significativamente maior em comparação com as desovas transferidas para outro local na praia ou para o cercado de incubação. As desovas transferidas exclusivamente pelos técnicos apresentaram um maior sucesso de eclosão do que as que contaram com a participação, parcial ou total, dos carebeiros. O tempo de transferência das desovas coletadas pelos carebeiros e repassadas aos técnicos influenciou negativamente o sucesso de eclosão. Os poucos registros de fêmeas marcadas que foram flagradas em ocasiões posteriores mostraram a existência de deslocamentos ao longo de toda a Planície Costeira do Rio Doce, numa mesma temporada e em temporadas diferentes. São propostas, como ações destinadas a aumentar a eficiência do manejo, a intensificação das atividades educativas junto aos carebeiros e demais moradores locais e o registro de dados mais precisos sobre o esforço de monitoramento das praias e a transferência de desovas. A manutenção das desovas in situ, com condições adequadas para o monitoramento, é recomendada, embora a transferência de desovas pelos técnicos, independentemente do intervalo decorrido após a postura, seja uma alternativa viável para a conservação das tartarugas marinhas na região.

PREVALÊNCIA DE FIBROPAPILOMAS EM TARTARUGAS MARINHAS NAS ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO NO BRASIL

Cecília Baptistotte[1], Denise Borba Rieth[1], José Henrique Becker[1], Gustave Lopez[1], Jaqueline Comin de Castilhos[1], Eduardo Henrique Soares Moreira Lima[1], Claudio Bellini[1], Eliana Reiko Matushima[2] e Paulo Cesar Rosito Barata[3]

[1]Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Muller 1111, Vitória, ES - 29042-571 Brasil. E-mail: cecilia@tamar.org.br. [2]Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Avenida Prof. Dr. Orlando Marques de Paula 87, Cidade Universitária, São Paulo, SP - 05508-900 Brasil. E-mail: ermatush@usp.br. [3]Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480-8A, rio de Janeiro, Rj - 21041-210 Brasil. E-mail: pbarata@alternex.com.br

A Fibropapilomatose é uma afecção tumoral, debilitante e potencialmente fatal para as tartarugas marinhas. O primeiro caso de ocorrência desta doença na costa brasileira foi registrada em 1986, e desde então têm sido sistematicamente registrado no banco de dados do Projeto TAMAR-IBAMA, o programa brasileiro de conservação das tartarugas marinhas. O Projeto TAMAR mantém atualmente 20 bases de trabalho ao longo da costa brasileira e em ilhas oceânicas, monitorando cerca de 1000 Km de litoral. A maioria das bases do TAMAR está localizada em áreas de reprodução, no Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia e Sergipe, e em três ilhas oceânicas (Fernando de Noronha, Atol das Rocas e Trindade), mas tartarugas juvenis ou adultas são encontradas nestas áreas durante todo o ano, no mar (em geral capturadas em artes de pesca) ou na praia, encalhadas ou mortas. Apenas duas bases estão em áreas exclusivamente de alimentação, em São Paulo e no Ceará. Registros ocasionais são feitos em pontos do litoral onde não há bases. Este trabalho, sobre áreas de alimentação refere-se a observações de tartarugas (vivas ou mortas) no mar ou na praia, tanto em áreas de reprodução quanto de alimentação , no entanto sem se incluir registros de tartarugas fêmeas adultas em atividade reprodutiva na praia. As tartarugas são identificadas quanto à espécie, medidas e examinadas quanto à presença de tumores à medida que são encontradas durante os trabalhos regulares de campo. Os tumores são identificados morfologicamente, apenas por exame clínico em condições de campo. Desde 1993, sempre que possível, amostras dos tumores são coletadas e enviadas para a Universidade de São Paulo para análise histopatológica. Todas as amostras examinadas até o momento tiveram confirmação histopatológica como sendo fibropapilomas. Neste trabalho, a unidade amostral é uma observação de uma tartaruga. Assim, tartarugas encontradas mais de uma vez são incluídas mais de uma vez nas análises. A taxa de prevalência é calculada por (cascos com tumores/observações) x 100. Desde 1986, 250 casos de tartarugas com tumores foram observados, 246 deles em tartarugas da espécie *Chelonia mydas*, 1 caso em *Lepidochelys olivacea* e 3 casos sem espécie registrada. As *Chelonia mydas* correspondem a 81% de todas as observações, e 95% dos indivíduos desta espécie observados são juvenis. Os resultados de prevalência para *Chelonia mydas*, apresentados por grupos de Estados nos últimos 4 anos, respectivamente em 1997, 1998, 1999 e 2000, são: São Paulo (n=993):3.0, 8.1, 11.0 e 13.3%; Espírito Santo(exclusive Trindade, n=156):1.8, 20.8, 15.6 e 23.1%; Bahia (n=266): 4.3, 12.1, 10.2%; Ceará e Rio

Grande do Norte (exclusive Atol das Rocas, n=76): 8.0, 7.3, 14.3 e 0%; Pernambuco, Alagoas e Sergipe (exclusive Fernando de Noronha, n=41): 9.1, 11.1, 0.0 e 0.0%. A taxa de prevalência geral de tumores em *Chelonia mydas*, para áreas de alimentação no Brasil, é: 3.2, 10.6, 10.7 e 12.4%. São Paulo, devido ao grande número de observações, tem peso maior na taxa geral. Desde o registro do primeiro caso de tumores, em 1986, os dados disponíveis indicam um aumento na prevalência desta afecção na costa brasileira. Os resultados devem ser compreendidos levando-se em conta o processo de amostragem, onde as observações são realizadas dentro dos trabalhos de campo regulares do Projeto TAMAR.

BAPTISTOTTE, C.; RIETH, D.B.; BECKER, J.H.; LOPEZ, G.; CASTILHOS, J.C.de.; LIMA, E.H.S.M.; BELLINI, C.; MATUSHIMA, E.R.; BARATA, P.C.R. Prevalência de fibropapilomas em tartarugas marinhas nas áreas de alimentação no Brasil. In: CONGRESSO, 5., E ENCONTRO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE VETERINÁRIOS DE ANIMAIS SELVAGENS, 10., 2001. São Paulo. **Anais...**, São Paulo: Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia USP, 2001, p.29.

"APRENDENDO A MANTER A VIDA", UM PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL

BECKER, J.H.[1], GIL, C.A. [3], MACEDO, S[4], BUSSOLOTI, J. [2] , GALLO, B.M.G.[1]

[1] Fundação Pró-TAMAR – Rua Antonio Athanázio, 273 – Itaguá – Ubatuba – S.P. CEP 11.680-000
email: curupira@iconet.com.br
[2] COOEDUBA – Av. Carlos Drumond de Andrade, 516 – Barra da Lagoa – Ubatuba - S.P. CEP 11.680-000
email: cooeduba@iconet.com.br
[2] PROEDUCA – Rua Maria Augusta, 125 – Barra da Lagoa – Ubatuba - S.P. CEP 11.680-000
email: proeduca@alv.com.br
[3] Projeto TAMAR/IBAMA - Rua Antonio Athanázio, 273 – Itaguá – Ubatuba – S.P. CEP 11.680-000
email: tamaruba@tamar.org.br

SÍNTESE

O Projeto TAMAR/IBAMA desenvolve em Ubatuba, um programa de conservação de tartarugas marinhas em áreas de alimentação principalmente voltado à pesca acidental, baseado no desenvolvimento de alternativas de subsistência para as comunidades e na educação ambiental. "Aprendendo a Manter a vida" é um programa de educação ambiental desenvolvido pelo Projeto, em parceria com a Cooperativa Educacional de Ubatuba. Alunos de pré-escola incorporam o papel de pesquisadores, estudando as tartarugas marinhas utilizando metodologia científica. Três espécies, em exposição no Centro de Visitantes do TAMAR, são utilizadas. Os alunos realizam visitas mensais, para coleta de dados morfométricos das tartarugas, acompanhando seu crescimento. Vídeos educativos do TAMAR são recursos complementares utilizados. Os dados são utilizados pelos alunos na escola, em atividades de diversas disciplinas. Como produto, foi elaborado um livro de anotações dos alunos para nortear o programa com atividades didáticas, textos sobre as tartarugas marinhas, tabela para dados e espaços para desenhos.

INTRODUÇÃO

O Projeto TAMAR /IBAMA desenvolve em Ubatuba, um programa de conservação de tartarugas marinhas em áreas de alimentação principalmente voltado às capturas acidentais pela pesca, baseado no desenvolvimento de alternativas de subsistência para as comunidades e na educação ambiental (Gallo *et al*, 2000). A Base de Ubatuba vem desenvolvendo diversas atividades de educação ambiental, desde sua implantação em 1991, em parceria com várias entidades do município. Em 1997, em parceria com a escola Era uma vez/Ybatyba, foi criado o programa de Educação Ambiental "Aprendendo a manter a vida". A partir de 2000, o trabalho foi incorporado pela Cooperativa Educacional de Ubatuba, que desde então vem realizando e incrementando as atividades propostas no programa.

O programa "Aprendendo a manter a vida" tem os seguintes objetivos:

- Desenvolvimento da percepção, valorização e adoção dos cuidados necessários a manutenção da vida e do meio ambiente, com ênfase na conservação das tartarugas marinhas.
- Valorização de atitudes relacionadas à saúde e bem estar individual e coletivo dos alunos.

- Levar a criança a incorporar o papel de pesquisador, através da investigação de aspectos da biologia das tartarugas marinhas utilizando-se de metodologia científica.

O Programa vem sendo aplicado às turmas de pré-escola, com grupos que variam de dez a vinte crianças, em cada ano.

MATERIAIS E MÉTODOS

O programa consiste basicamente numa série de visitas dos alunos ao Centro de Visitantes do Projeto TAMAR para realização de atividades especiais com as tartarugas marinhas criadas em cativeiro. As visitas são mensais e acontecem durante o ano letivo. Cada visita tem cerca de 1:30 horas de duração, sendo monitorada por um técnico do TAMAR que é auxiliado pela professora. Admitindo-se na função de "cientistas", os alunos realizam a cada visita, a tomada de medidas do comprimento e largura do casco e peso das tartarugas.

Para registro dos dados, os alunos são orientados a utilização de uma tabela, elaborada especialmente para este fim. As tartarugas utilizadas são escolhidas previamente, dentre os animais mais novos, com idades entre 1 a 3 anos. Com pesos variando entre 0,2 kg até 20 kg, estes indivíduos são escolhidos em função dos tamanhos, mais apropriados ao manuseio pelas crianças. São normalmente utilizadas as espécies: tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*), tartaruga verde (*Chelonia mydas*) e tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*). Os alunos escolhem nomes para os exemplares selecionados, facilitando a identificação ao longo do ano.

Na primeira visita, são apresentadas as diferentes espécies de tartarugas marinhas exibidas no TAMAR, além de informações sobre características morfológicas, fisiologia, ecologia e comportamento. A evolução e a adaptação das tartarugas à vida marinha, são abordadas através da observação de aspectos morfológicos dos jabutis (*Geochelone sp.*), e correlação destes aspectos com a morfologia e comportamentos das tartarugas marinhas.

Ainda na primeira visita, são apresentados os materiais a serem utilizados (fita métrica, balanças, tabelas). Realiza-se também um breve treinamento para obtenção das medidas dos cascos e pesos das tartarugas, de acordo com a metodologia adotada pelo TAMAR (Gallo *et al.* 2000), utilizando-se cascos e tartarugas taxidermizadas, pertencentes ao acervo do Museu do Centro de Visitantes do TAMAR.

São também combinadas as regras de conduta fundamentais para realização dos trabalhos (lavar as mãos antes e depois do contato com as tartarugas, respeitar os animais, fazer silêncio para evitar o stress dos animais, o cuidado no manuseio etc.).

A partir da segunda visita, o trabalho se concentra na realização da biometria das tartarugas. Além disto, gradualmente são acrescentados novos procedimentos como alimentação (quando os alunos oferecem pedaços de peixe as tartarugas), e banho (limpeza com água doce e esponjas).

Nas visitas em que as medições são rapidamente executadas, os alunos utilizam o tempo restante assistindo aos vídeos produzidos pelo Projeto TAMAR, que apresentam alguns aspetos biológicos das cinco espécies de tartarugas marinhas encontradas no Brasil e o trabalho de conservação desenvolvido pelo TAMAR. Um dos vídeos, o "Nem tudo que cai na rede é peixe" é mais específico e aborda a questão da captura acidental de tartarugas pelos pescadores e demonstra os procedimentos de salvamento das tartarugas afogadas. Outro vídeo, também específico, "foto-poluição", discute a interferência da iluminação artificial na orientação pós-nascimento dos filhotes de tartarugas marinhas.

O programa é concluído com a realização da soltura de uma tartaruga marinha capturada acidentalmente por pescadores, depois de realizadas a biometria e marcação, procedimento padrão do Projeto TAMAR. Durante este evento, às atividades do programa "Aprendendo a manter a vida" são comparadas às atividades de pesquisa e conservação das tartarugas marinhas desenvolvidas pelo TAMAR. A praia do Cedro, na região central de Ubatuba, foi escolhida para este encerramento, dado o histórico de atuação do TAMAR no

local, a proximidade, facilidade de acesso e a possibilidade do contato com os pescadores do local, que aceitam com naturalidade o convite para uma breve conversa sobre o salvamento das tartarugas marinhas capturadas nas redes.

Os dados e informações obtidos durante as visitas são utilizados posteriormente na escola, em diversas atividades como na confecção de desenhos das tartarugas com as medidas reais, quando é necessário que incorporem os conceitos de medidas padronizadas e não padronizadas. Realizam também anotações das medidas das tartarugas e de suas próprias medidas em tabela apropriada. Trabalham com rimas para elaboração de poesias e realizam leituras lúdicas onde os alunos entram em contato com diferentes informações sobre tartarugas. A questão do lixo se torna pertinente no decorrer do processo quando os alunos percebem o lixo marinho e sua nocividade através de pesquisas, coletas, entrevistas, tabulações etc. Atividades plásticas são realizadas nas quais constroem tartarugas com sucatas. São também realizadas atividades sobre o tema nas aulas de inglês e computação.

RESULTADOS

A assimilação dos conhecimentos básicos sobre tartarugas marinhas vai se tornando nítida ao longo das visitas, sendo o resultado mais simples de ser observado. Os alunos passam gradualmente a dominar o procedimento de medição, os valores inteiros e fracionários. A cada visita são questionados sobre o crescimento dos animais, compreendendo facilmente os valores obtidos. As principais regras de conduta são sempre relembradas por eles e respeitadas. Entretanto, o resultado mais notável é o grande entusiasmo com que alguns alunos procuram o monitor para contar histórias das tartarugas avistadas nas praias, dos filmes e desenhos de tartarugas a que assistiram, o que mostra o grande interesse despertado, além da liberdade e familiaridade da abordagem do monitor, quer durante as visitas, quer em passeios aos finais de semana. Freqüentemente retornam ao TAMAR espontaneamente, acompanhados de pais, amigos e parentes, atuando como verdadeiros guias. A ansiedade que precede as visitas demonstra o grande vínculo afetivo das crianças com as tartarugas utilizadas no experimento.

Como produto principal do programa, foi criado um livro de anotações dos alunos, para nortear e atender ao programa. O livro apresenta aspectos básicos sobre as tartarugas marinhas, com diversas atividades a serem realizadas em sala de aula e espaços reservados a anotação das informações obtidas nas visitas ao TAMAR.

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados pelo Programa “Aprendendo a manter a vida”, durante os cinco anos de existência, superaram as expectativas do Projeto TAMAR/IBAMA, justificando assim a continuidade com novas turmas. A evolução do programa, quer pelo desenvolvimento das atividades em visita ao TAMAR, quer pelo incremento das atividades em sala de aula, vem demonstrando grande potencial na diversificação das atividades de educação ambiental. A interação entre o Projeto TAMAR e a Cooperativa Educacional de Ubatuba para realização do Programa, tem aproximado as entidades criando iniciativas de novas atividades.

Acreditamos que a aplicação do Programa “Aprendendo a manter a vida” por outras escolas e por outros projetos conservacionistas, poderá certamente trazer resultados positivos, desde que adaptado a características de outras espécies e adequado às realidades social, econômica e cultural das comunidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GALLO, B. M. G.; GIFFONNI, B.B.; MACEDO, S.; BECKER, J.H.; BARATA, P.C.R. 2000. A Base do Projeto TAMAR/IBAMA em Ubatuba (Estado de São Paulo, Brasil): conservação das Tartarugas Marinhas em uma Área de Alimentação. Anais da XIII Semana Nacional de Oceanografia, Itajai, SC, pp 500-502.

BECKER, J,H.; GIL, C.A.; MACEDO, S.; BUSSOLOTI, J.; GALLO, B.M.G. “Aprendendo a manter a vida”, um programa de Educação Ambiental. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande: Fundação Universidade Federal de Rio Grande ,2001.

COOPERATIVISMO E A CONSERVAÇÃO DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREAS DE MANGUEZAL

CARDOSO, T.M.; OLIVEIRA, F.L. das C.; BARRETO, I.A. dos S.; PATIRI, V.J.A.; SILVA, A.C.C.D. [(1)]; MEIRA, L.[(2)]; FRAGA, R.T.; BEZERRA JR, J.C., GOMES,E.P.[(3)] & MOURA, M.S.

[(1)] – Projeto TAMAR, Reserva Biológica de Santa Isabel, s/n, Pirambu/SE – tamarse@tamar.org.br
[(2)] - NEPOL, Escola de Administração/UFBA – Av. Miguel Calmon, s/n, Vale do Canela, Salvador/BA
[(3)] - CONATURA, Rua Givaldo Moura nº 51/b, Pirambu/SE – conatura@infonet.com.br

Criada em 1997, pela ação conjunta entre Projeto TAMAR e pescadores artesanais, a Ostreicultura em Ponta dos Mangues/Sergipe encontra-se organizada numa cooperativa. A Comunidade situa-se numa região estuarina do Rio São Francisco, impactada principalmente pela pesca predatória, por cultivos com espécies exóticas *(Litopneaus vannamei)* e o corte da vegetação de mangue. Além disto à população local, constituída basicamente pela deficiência das políticas públicas. Em abril de 2001 iniciou-se o Projeto TAMAR, CONATURA e UFBA. Analisa-se a possibilidade de fortalecimento das ações de conservação do manguezal em Ponta dos Mangues através do reforço da cultura cooperativista, tendo como base às atividades educativas do Projeto Ostreicultura Comunitária. Os pescadores envolvidos possuem um grande respeito pelo meio em que vivem. Em questionário aplicado e nas oficinas participativas é comum citarem o manguezal é beleza da natureza. Sem o mangue como fonte mística e produtora, "O manguezal é a beleza da natureza. Sem o mangue a gente também não pode viver." Demonstrando que a forma cultural de organização produtiva dos pescadores artesanais pode ser desenvolvida e mantida de forma a conservar o meio em que vivem, o que vêm sendo orientado nas oficinas. A cultura cooperativa de organização popular fortalece a inserção no ecossistema local favorecendo a execução de atividades sustentáveis ao mesmo tempo em que reforça a cultura local (Cerca de 70% dos cooperados desenvolvem a pesca artesanal, o cultivo de coco e a criação de animais). Ressaltam, nas atividades, a união e o progresso que o trabalho em conjunto proporciona no cultivo como citam "É preciso unir as forças para trabalhar juntos, porque prospera melhor que um só", bem com criou-se um espaço de discussão a respeito dos problemas ambientais da região. A cooperativa permite também uma maior renda e oportunidades de aprendizagem "Agora tenho o pão mais certo". Entretanto, os pescadores ainda não se sentem capazes de atuar no campo gerencial, sendo este realizado por técnicos qualificados. As oficinas, realizadas conjuntamente e de forma participativa entre os envolvidos pode favorecer na rotatividade de funções, numa maior participação e responsabilidade dentro da cooperativa. Acreditamos que a organização dos pescadores artesanais possibilita a conservação ecológica. Dentro dos princípios de democracia, igualdade, autonomia e compromisso com a comunidade.

* Consideramos os pescadores cooperados Co-autores deste trabalho, e a eles o dedicamos.

CARDOSO, T.M; OLIVEIRA, F.L. das C.; BARRETO, I.A. dos S.; PATIRI, V.J.A.;SILVA,A.C.C.D.; MEIRA, L.; FRAGA, R.T.; BEZERRA JR., J.C., GOMES, E.P.; MOURA, M.S. Cooperativismo e a conservação do manguezal em Ponta do Mangues/Sergipe. In: ENCONTRO NORDESTINO DE EDUCAÇÂO AMBIENTAL EM ÁREAS DE MANGUEZAL, 2., 2001. Maragogipe. **Resumos...**, [[S.l:s.n], 2001.

RESULTADOS DA TEMPORADA REPRODUTIVA DE 1997/1998 DA BASE DE PESQUISA DO ABAÍS, LITORAL SUL DE SERGIPE

Jaqueline Comin de Castilhos; Fundação PRÓ-TAMAR; Augusto César Coelho Dias da Silva; Centro TAMAR/IBAMA; Maurício Gaspari Ressurreição; Larissa Silva Gonçalves; Bolsistas Fundação PRÓ-TAMAR

INTRODUÇÃO A Base de Pesquisa do Abais, inserida na Área Estadual de Proteção Ambiental do Litoral Sul de Sergipe (Decreto N° 13.468) coordenadas 11°16'53"S; 37°15'24"W, constitui-se numa importante área de nidificação de tartarugas marinhas. A região de estudo totaliza 36 Km, desde a Foz do Rio Real ao Sul até o Rio Vasa Barris ao Norte, onde se registra intensa atividade reprodutiva das espécies ***Lepidochelys olivacea*** e ***Caretta caretta***. São registradas, em menor proporção, desovas de ***Eretmochelys imbricata*** e ***Chelonia mydas***. O emprego de diferentes técnicas de conservação teve como objetivo garantir a proteção das desovas e obter adequadas taxas de eclosão de filhotes.

METODOLOGIA As praias do Abais foram monitoradas entre as 04h e 06h, a pé ou de bicicleta, por pescadores/tartarugueiros responsáveis por trechos de 4 a 6 quilômetros de extensão. Durante o período de 20 de setembro de 1997 a março de 1998, as desovas foram protegidas, utilizando-se três técnicas de conservação: transferidas ao cercado de incubação situado no supralitoral, expostos a sol e chuva plenos (T); mantidas no local de origem (in situ) (I); transferidas para um local na mesma praia, (P). As desovas T e P foram transferidas em caixas de isopor 12 litros e as I foram sinalizadas com duas estacas de madeira (uma branca e outra numerada) para facilitar o monitoramento diário e os registros das eclosões. As desovas I e T foram protegidas com telas plásticas colocadas sob a areia para minimizar a predação natural durante o processo de desenvolvimento embrionário, sem impedir a livre passagem dos filhotes. As desovas T foram enterradas a uma profundidade aproximada de 50 cm e protegidas por telas plásticas de 60 cm de diâmetro e 35 cm de altura, com a finalidade reter os filhotes emergidos, possibilitando a contagem, identificação e imediata liberação durante o monitoramento noturno efetuado das 23h às 06 horas.

RESULTADOS Das 187 desovas registradas no período, apenas 4,8% (n=9) foram coletadas do local de origem por moradores locais ou turistas/veranistas. Das 178 desovas protegidas, 4,5% (n=8) totalizaram 1088 ovos/512 filhotes de ***Eretmochelys imbricata***; 32,6% (n=58) totalizaram 8223 ovos/5967 filhotes de ***Caretta caretta***; 47,7% (n=85) totalizaram 8990 ovos/7389 filhotes de ***Lepidochelys olivacea***; 15,2% (n=27) totalizaram 3173 ovos/1787filhotes de espécie não identificada (NI). As taxas de eclosão de filhotes observadas foram ***Caretta caretta*** 76,6% (n=8) (I), 73,2% (n=48) (T), 52,0% (n=2) (P); ***Eretmochelys imbricata*** 41,1% (n=7) (T), 83,6% (n=1) (P); ***Lepidochelys olivacea*** 91,9% (n=12) (I), 80,9% (n=69) (T); 89,3% (n=4) (P).

CONCLUSÃO O baixo índice de perdas de desovas por predação humana pode ser reflexo de um monitoramento eficiente que contou com a importante participação de representantes comunitários, os pescadores/tartarugueiros. As taxas de eclosão observadas para a ***Caretta caretta*** foram semelhantes nas técnicas de conservação I e T e consideradas

adequadas, mais baixa para as desovas P, embora pouco representativo para avaliação dos resultados em função de uma amostra reduzida. As taxas da ***Lepidochelys olivacea*** nas desovas I e T, embora altas apresentaram-se dentro da média observada em anos anteriores com pouca diferença de resultados comparando-se as duas técnicas de conservação. A espécie ***Eretmochelys imbricata***, embora com reduzidas ocorrências apresentou baixa taxa de eclosão na técnica T e alta na desova P, o que pode significar a necessidade de permanência de desovas I para análises futuras. As boas taxas de eclosão de filhotes observadas na técnica T, podem ser resultado talvez de um criterioso manejo e transporte das desovas associado a boas condições do cercado.

AGÊNCIA FINANCIADORA Petrobrás

CASTILHOS, J.C. de; SILVA, A.C.C.D.; RESSURREIÇÃO, M. G.; GONÇALVES, L.S. Resultados da temporada reprodutiva de 1997/1998 da Base de pesquisa do Abais, litoral sul de Sergipe. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 53., 2001. Salvador. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 2001.

LEVANTAMENTO PRELIMINAR DA OCORRÊNCIA DE TARTARUGAS MARINHAS NO ARQUIPÉLAGO DOS ALCATRAZES, LITORAL NORTE DO ESTADO DE SÃO PAULO

GALLO, B.M.G.[1], CAMPOS, F.P.[2], CHAGAS, C.A.[1], BECKER, J.H.[1]

SÍNTESE

A Base de Ubatuba do Projeto TAMAR/IBAMA foi implantada em 1991, com a finalidade de proteger as tartarugas marinhas que tem a região como importante área de alimentação. O programa de conservação e pesquisa é direcionado às capturas pela pesca. A Educação Ambiental e desenvolvimento de alternativas de subsistência para as comunidades são estratégias adotadas. Acompanhando as expedições da Fundação Florestal/SMA e Sociedade em Defesa do Litoral Brasileiro, o TAMAR vem registrando a ocorrência das tartarugas marinhas no Arquipélago dos Alcatrazes, em São Sebastião – S.P. A metodologia adotada para captura das tartarugas foi o mergulho livre. Foram capturadas 73 *Chelonia mydas* (CCC em média=52,7 cm) e 2 *Eretmochelys imbricata* (CCC em média =37 cm). As tartarugas capturadas foram medidas e marcadas, segundo metodologia padrão do Projeto TAMAR/IBAMA. A prevalência de papilomas foi observada em 23,3% das tartarugas verdes. A preservação do arquipélago é importante para a conservação das tartarugas marinhas.

INTRODUÇÃO

A Base de Ubatuba do Projeto TAMAR/IBAMA foi implantada em 1991, com o objetivo de proteger as espécies de tartarugas marinhas que freqüentam a região. O TAMAR vem realizando no município atividades de pesquisa, educação ambiental e desenvolvimento de alternativas econômicas para as comunidades de pescadores que atuam principalmente na pesca artesanal, de grande importância econômica e cultural para a região (Gallo et al, 2000).

O Litoral Norte do Estado de São Paulo caracterizado por grande número de pequenas praias intercaladas por amplos costões rochosos, é reconhecido como importante área de alimentação e refúgio de tartarugas marinhas. As ilhas marinhas da região representam significativa extensão destes ambientes.

O TAMAR vem reunindo informações sobre as tartarugas marinhas e sua interação com a pesca, buscando ampliar os conhecimentos sobre as tartarugas e fornecendo subsídios para maior eficiência do programa de conservação destas espécies ameaçadas de extinção. A ocorrências de tartarugas marinhas nas ilhas de Ubatuba, também têm sido registradas através de mergulhos eventuais realizados pela equipe do TAMAR.

Há algum tempo, a Base de Ubatuba vem recebendo informações da ocorrência de tartarugas marinhas próximas a outras ilhas da região, avistadas por integrantes de expedições científicas, especialmente do "Projeto Conservação Ambiental de Ilhas Marinhas" da Fundação Florestal/SMA e do "Projeto Alcatrazes", iniciativa da Sociedade em Defesa do Litoral Brasileiro. Em março de 2000, o TAMAR passou a integrar as expedições ao Arquipélago dos Alcatrazes com objetivo de registrar a ocorrência de tartarugas marinhas, complementando os levantamentos faunísticos até então realizados no local.

O Arquipélago dos Alcatrazes localiza-se a 34 km da costa, no município de São Sebastião, litoral Norte do Estado de São Paulo. É constituído por 1 ilhota, 6 lajes, 2 parcéis e 6 ilhas, das quais destaca-se a Ilha dos Alcatrazes, com 2.750m de comprimento por largura

[1] Fundação Pró-TAMAR – Rua Antonio Athanázio, 273 – Centro – Ubatuba – S.P. – CEP 11.680-000
e-mail: tamaruba@tamar.org.br

[2] Fundação Florestal/SMA – Rua do Horto, 931 - Horto Florestal, São Paulo – S.P. CEP 02377-000
e-mail: faustopcampos@iflorestsp.br
média de 600m, situada nas coordenadas 24º06'S e 45º43'W. Trata-se de uma formação rochosa granítica, com a mesma gênese da Serra do Mar, orientada na direção Nordeste/Sudoeste. Quatro seções insulares do arquipélago fazem parte da Estação Ecológica de Tupinambás, unidade de conservação federal criada em 1987 pelo IBAMA.

Nos últimos anos, Alcatrazes tem recebido atenção da imprensa devido ao conflito estabelecido entre ambientalistas e a Marinha do Brasil que realiza exercícios de tiro no local.

Este trabalho vem apresentar os resultados preliminares relativos a três expedições realizadas entre março/2000 e março de 2001, utilizando como referência os registros de capturas de tartarugas marinhas obtidos pelo TAMAR, em Ubatuba.

METODOLOGIA

A metodologia adotada para captura das tartarugas marinhas foi o mergulho livre, sem auxílio de equipamentos de coleta. Os mergulhos foram preferencialmente realizados à noite, período de aparente menor atividade das tartarugas marinhas. Os espécimes coletados foram conduzidos às embarcações de apoio, para identificação das espécies, coleta de dados morfométricos e registro das informações em fichas de campo. As tartarugas foram marcadas segundo metodologia padrão adotada pelo TAMAR e posteriormente liberadas.

Os dados obtidos foram incluídos no Banco de Dados Nacional de Áreas de Alimentação do Projeto TAMAR/IBAMA.

RESULTADOS

Nas três expedições realizadas ao Arquipélago dos Alcatrazes, o TAMAR obteve 76 registros de capturas de tartarugas marinhas. Foram encontradas as espécies ***Chelonia mydas*** (tartaruga verde) e ***Eretmochelys imbricata*** (tartaruga de pente) (Chagas, 2001).

Os dois exemplares de ***Eretmochelys imbricata*** capturados eram juvenis, apresentando 36cm e 38 cm de comprimento de casco, similares aos indivíduos encontrados em Ubatuba.

Considerando-se que o número de capturas foi limitado pela pequena quantidade de marcas disponíveis nas duas primeiras expedições e que o desgaste físico do mergulhador impediu a captura de um número maior de tartarugas na terceira expedição, os resultados apontam uma grande concentração de ***Chelonia mydas*** em Alcatrazes.

O número de capturas é superior ao total de registros obtidos por este método em Ubatuba. No período de março de 1993 a março de 2001, o TAMAR registrou a captura de 72 tartarugas marinhas através de mergulhos esporádicos nos costões e ilhas de Ubatuba. Chama a atenção, portanto, a grande concentração destes quelônios no Arquipélago.

Os exemplares de ***Chelonia mydas*** coletados em Alcatrazes são todos juvenis. Os comprimentos de carapaça das tartarugas capturadas distribuíram-se entre 33cm e 78cm. (CCC em média = 52,7, n=73).

As tartarugas verdes capturadas em Alcatrazes mostraram-se maiores que os indivíduos capturados em Ubatuba, seja comparando-se aos resultados encontrados na Ilha Anchieta no mesmo período (CCC em média=44,6cm com extensão de 37cm a 55cm, n=9), seja em relação aos resultados totais para ***Chelonia mydas*** em Ubatuba entre os anos de 1991 a 1998 (CCC em média 40,6 com extensão 27,0cm -96.0cm, n=2246) (Gallo et al, 2000).

Comparando a média de comprimentos de ***Chelonia mydas*** capturadas em Alcatrazes, com a média de comprimentos de casco encontradas em Ubatuba, no 1º trimestre de 2001 (CCC em média = 46,1 cm, n=125), ainda assim as tartarugas capturadas em Alcatrazes

demonstram serem de maneira geral maiores. Esta comparação referente ao trimestre de verão se faz necessária, já que as expedições ao arquipélago foram realizadas em meses quentes do ano, e como já foi observado anteriormente, a média dos comprimentos de casco de ***Chelonia mydas*** em Ubatuba diminui no inverno, provavelmente pela chegada de novos indivíduos à região, com comprimentos de casco em torno de 30cm. (Gallo et al, 2000)

Cabe ainda ressaltar, que há uma natural tendência dos mergulhadores a capturar os indivíduos menores, pela maior facilidade e receio de possíveis ferimentos causados pela força e resistência dos indivíduos maiores. A captura aleatória dos indivíduos, através de uma metodologia menos seletiva, possivelmente aumentaria o valor da média de comprimento de casco das ***Chelonia mydas*** de Alcatrazes.

Não foram registrados em Alcatrazes, comprimentos de carapaça de ***Chelonia mydas*** inferiores a 30 cm ou superiores a 80 cm, valores raramente observados em Ubatuba.

Os papilomas, tumores encontrados principalmente em ***Chelonia mydas,*** estavam presentes em 23,3% dos indivíduos capturados. Esta prevalência é a maior já registrada entre as áreas de atuação do TAMAR. Em Ubatuba, a prevalência de papilomas tem se aproximado dos 10%, e vem crescendo a cada ano (Baptistotte et al, 2001).

Um indivíduo somente foi recapturado durante as expedições. A ***Chelonia mydas*** de marcas BR 25209 e BR 25210, marcada inicialmente em 10 de outubro de 2000 em Alcatrazes, foi recapturada em 20 de março de 2001. Dados de recapturas registradas em Ubatuba tem apontado um período mínimo de permanência em torno de 180 dias, com alguns casos de tartarugas reencontradas até dois anos após a primeira marcação (Gallo et al, 2000).

A relativa pequena distância que separa Ubatuba do arquipélago, possibilita que tartarugas marcadas anteriormente venham a ser recapturadas. No entanto, nenhuma ocorrência de recaptura de tartarugas marcadas em Ubatuba foi registrada até o momento.

CONCLUSÃO

Os dados apresentados neste relatório demonstram que grande número de indivíduos juvenis de ***Chelonia mydas*** utilizam os costões rochosos do Arquipélago dos Alcatrazes como áreas de alimentação e repouso. A relativa preservação destes habitats pode estar proporcionando condições ideais que atraem número significativo de indivíduos.

A grande concentração de tartarugas marinhas no arquipélago possibilitará a realização de estudos que poderão ampliar os conhecimentos sobre estes animais, auxiliando o desenvolvimento do Programa Nacional de Proteção das Tartarugas Marinhas.

Considerando-se a necessidade de proteção das cinco espécies de tartarugas marinhas que habitam o litoral brasileiro, encontrando-se ainda ameaçadas de extinção, a conservação do Arquipélago dos Alcatrazes em suas condições ambientais originais torna-se instrumento direto para preservação destas espécies.

BIBLIOGRAFIA

BAPTISTOTTE, CECÍLIA, SCALFONE, JUAREZ T., GALLO, BERENICE M. G., SANTOS, A. S., CASTILHOS, JAQUELINE C., LIMA, EDUARDO H. S. M., BARATA, P. C. R. 2001. In Press. Prevalence of sea turtle fibropapillomatosis in Brazil. In Proceedings of the Twenty-first Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, February 24-28, Philadelphia, Pennsylvania U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-SEFSC.

GALLO, BERENICE M. G., GIFFONNI, BRUNO DE B., MACEDO, SUAMI, BECKER, JOSÉ H., BARATA, P.C.R. 2000. A Base do Projeto TAMAR-IBAMA em Ubatuba (Estado de São Paulo, Brasil): Conservação das Tartarugas Marinhas em uma Área de Alimentação. Anais da XIII Semana Nacional de Oceanografia, Itajai, SC, pp 500-502.

CHAGAS, CARLOS A. 2001. Relatório de Atividades de monitoramento e marcação de tartarugas marinhas durante as expedições ao Arquipélago dos Alcatrazes – Relatório interno – TAMAR/Ubatuba. 9p.

GALLO, B.M.G.; CAMPOS, F.P.; CHAGAS, C.A.; BECKER, J.H. Levantamento preliminar de ocorrência de tartarugas marinhas no Arquipélago de Alcatrazes, litoral norte do estado de São Paulo. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., Rio Grande. Anais..., Rio Grande: Fundação Universidade Federal de Rio Grande, 2001.

REMOÇÃO ENDOSCÓPICA DE CORPO DA LUZ DO ESÔFAGO DE TARTARUGAS MARINHAS

FÁBIO OKUTANI KOZU[1]; JOSÉ HENRIQUE BECKER[2] , CARLOS ROGÉRIO L. FOLTUERYE[2];JOSÉ DANIEL LUVES FEDULO[3]; JANE SILVEIRA FERNANDES[2]; RENATO VELOSO SILVEIRA[4]

1- Médico Veterinário Autônomo – UNIFESP, endovet@uol.com.br
2- Fundação Pró-TAMAR, Base de Ubatuba, tamaruba@iconet.com.br
3- Fundação Parque Zoológico de São Paulo,
4- Aquário de Ubatuba – staff@aquariodeubatuba.com.br

A ingestão de corpos estranhos è uma ocorrência freqüente em répteis, principalmente em crocodilianos e serpentes. Para tartarugas marinhas, a ingestão de objetos plásticos ou anzóis é uma conhecida causa de mortalidade, nas regiões costeiras.

A Base de Ubatuba do Projeto TAMAR/IBAMA vem realizando desde de 1991, um programa de conservação de tartarugas marinhas principalmente voltado a capturas acidentais pela pesca. A metodologia adotada consiste no monitoramento da pesca, na educação ambiental na criação de alternativas de subsistência para as comunidades. Deste trabalho resultaram 3232 registros de capturas até setembro de 2000, dos quais apenas 30 casos utilizando anzóis (0,93%). Um grande número de ocorrências não são relatadas ao TAMAR, por desinformação do público que muitas devolve as tartarugas ao mar, com anzóis fixados no interior do trato digestivo, o que pode levar ao óbito destes animais. Os objetos estranhos ingeridos podem provocar danos físicos à mucosa do esôfago, pois não são regurgitados devido a presença de papilas que recobrem a luz do órgão.

O objetivo deste trabalho é apresentar a Endoscopia como alternativa eficiente de procedimento para remoção de objetos ingeridos por tartarugas, através do relato de dois casos em que tartarugas verdes (Chelonia mydas), foram capturadas através de pesca com anzóis e encaminhadas ao TAMAR.

Através de radiografias, registraram-se corpos estranhos rádio opacos (anzóis), na luz do esôfago. Para evitar a cirurgia, optou-se pela retirada endocóspica. O primeiro procedimento foi realizado no Zoológico de São Paulo, o segundo no Aquário de Ubatuba;

Inicialmente os animais foram anestesiados. Em seguida, em endoscópio flexível de 9,8 mm de diâmetro (Olympus GIF XQ-10), foi introduzido por via oral até a luz esofágica onde foram encontrados os anzóis. No primeiro caso, a ingestão de um anzol de três fisgas (garatéia), exigiu a introdução de uma sonda auxiliar por onde o aparelho pudesse ser introduzido para tracionar o objeto, evitando lesões à mucosa. Em ambos os casos foram introduzidas pinças de corpo estranho pelo canal do aparelho para viabilizar as retiradas. Em seguida, foi verificada a integridade da mucosa do órgão através do endoscópio. As tartarugas tiveram recuperação excelente e foram liberadas ao mar dois dias após o procedimento.

Estes casos ilustram a utilidade da endoscopia na detecção e remoção de corpos estranhos em tartarugas marinhas. Como recurso diagnóstico é um método de recurso da mucosa do trato gastrointestinal de excelente especificidade e sensibilidade. A

indicação deste procedimento bem como sua eficiência nas remoções de corpos estranhos dependem da distância até o objeto, seu formato, dimensões e textura. A endoscopia é portanto um procedimento recomendado, quando possível, por ser menos invasivo e pouco traumático quando comparado às cirurgias que requerem maior tempo de recuperação e possibilitam maiores complicações.

KOZU, F.O.; BECKER, J.H.; FOLTUERYE, C.R.; FEDULO, J.D.L.; FERNANDES, J.S.; SILVEIRA, R.V. Remoção endoscópica de corpo estranho da luz do esôfago de tartarugas marinhas. In: SIMPÓSIO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE HERPETOLOGIA, 1., 2001. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: Sociedade Brasileira de Herpetologia, 2001.

CAPTURAS ACIDENTAIS DE TARTARUGAS MARINHAS NAS COMUNIDADES DE ALMOFALA E FAROL, MUNICIPIO DE ITAREMA-CEARÁ DURANTE O ANO DE 2.000[1].

E.H.S.M.LIMA[2]:
PROJETOTAMAR-IBAMA/BASE DE ALMOFALA. E-mail: aruana@tamar.org

O Projeto TAMAR-IBAMA atua no Município de Itarema desde 1992 por ser uma das regiões com representativos índices de capturas acidentais em áreas de alimentação, crescimento e abrigo de tartarugas marinhas. Durante os seis primeiros meses de 2.000 os técnicos do TAMAR monitoraram as praias de Almofala e Farol onde existem currais de pesca e redes de espera para observações de capturas acidentais destes quelônios nestas artes. Para os animais capturados vivos, trazidos por pescadores foram realizadas marcações com grampos de aço inoxidável, biometria, identificação de sexo e espécie. Em 2.000 foram registradas 20 capturas de tartarugas sendo 5 em redes de espera (25%), 1 em anzol (5%) e 14 em currais de pesca (70%). Os animais foram considerados juvenis com comprimento médio de 0,521cm. Na praia do Farol ocorreram 45% das capturas em currais de pesca e 25% em redes de espera. O restante (30%) correspondeu às capturas em Almofala distribuídas entre anzóis (5%) e currais de pesca (25%). As espécies observadas foram 17 (85,0%) *Chelonia mydas*, 2 (10,0%) *Eretmochelys imbricata* e 1 (5,0%) *Caretta caretta*. Cerca de 200 tartarugas foram liberadas das artes de pesca e comunicado por pescadores locais. Os dados sugerem que as artes de pesca citadas capturam acidentalmente tartarugas nesta área de alimentação necessitando assim de um monitoramento constante na região.

[1] Patrocinado Oficialmente pela PETROBRÁS – A base do TAMAR/Ceará tem suporte financeiro de Frankfurt Zoological Society.
[2] Coordenador Técnico Fundação Pró-TAMAR Ceará.

LIMA, E.H.S.M. Capturas acidentais de tartarugas marinhas nas comunidades de Almofala e Farol, município de Itarema - Ceará durante o ano de 2000. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 13., 2001, São Luiz**. Resumos...**, São Luiz: Universidade Federal do Maranhão, 2001, p.158.

OCORRÊNCIAS DE TARTARUGAS MARINHAS MORTAS EM ALMOFALA, CEARÁ DURANTE A CAMPANHA DE 2000 [1].

E.H.S.M. Lima
PROJETO TAMAR-IBAMA
E-mail: aruanã@tamar.org

O Projeto TAMAR-IBAMA em Almofala vem desde de 1992 registrando encalhes de tartarugas marinhas mortas na praia. Na campanha de 2000 os técnicos do TAMAR percorreram as praias de Torrões a Volta do Rio para, no caso da existência destas ocorrências, retirar às medidas de comprimento e largura de casco, identificar sexo e espécie e a provável *causa mortis* enterrando a tartaruga em seguida. Foram registrados 13 encalhes de quelônios na região sendo 8 indivíduos (61,54%0 em Almofala e 5 (38,46%) na Praia do Farol. Em Almofala 4 tartarugas (50,0%) foram encontradas decapitadas, 3 (37,50%) sem as nadadeiras anteriores e 1 (12,50%) foi abatida para consumo da carne. Na praia do Farol, 4 indivíduos (80,0%) foram encontrados sem nadadeiras anteriores e cabeça e 1 (20,0%) morreu devido a presença de tumores no pescoço e cabeça. Onze registros (84,64%) foram de animais jovens, 1 (7,69%) fêmea e 1 (7,79%) considerado macho. Das tartarugas encalhadas observadas 11(84,64%) eram espécie *Chelonia mydas* e 2 (15,36%) *Eretmochelys imbricat*a. No primeiro semestre, pela ausência do vento nordeste, um fator para esta pescaria, aumenta significativamente o número de redes de espera coincidindo aumento na mortalidade de tartarugas marinhas na região. Os dados sugerem que os animais mutilados foram mortos por pescadores quando estes foram encontrados emalhados em suas redes de espera.

---

[1] Patrocinado Oficialmente pela PETROBRAS- A Base do TAMAR/Ceará tem suporte financeiro de Frankfurt Zoological Society. [2] Coordenador Técnico Fundação Pró-TAMAR Ceará

LIMA, E.H.S.M. Ocorrências de tartarugas marinhas mortas em Almofala, Ceará durante a campanha 2000. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 13., 2001, São Luiz. **Resumos...**, São Luiz: Universidade Federal do Maranhão, 2001, p.157.

REGISTROS DE TARTARUGAS MARINHAS MORTAS EM FORTALEZA-CEARÁ E ÁREAS CIRCUNVIZINHAS.

LIMA, E.H.S.M.[1]

Palavras-chaves: Tartarugas marinhas, Captura Acidental, Encalhes

Área: Oceanografia Biológica

SÍNTESE

Os encalhes de tartarugas marinhas tem sido freqüentes em Fortaleza e municípios vizinhos. Para se ter uma visão global da situação e principalmente se quantificar o número de ocorrências, quais a espécies, sexo e tamanho dos indivíduos da população de tartarugas que esta sendo atingida, iniciou-se em 1999 um trabalho de observação das situações de encalhes destes animais para uma definição futura de estratégias preservacionistas destes répteis. Durante os anos de 1999 e 2000 foram registrados 25 encalhes de indivíduos juvenis, machos e fêmeas. A espécie *Chelonia mydas* foi a mais representativa porém indivíduos de *Lepidochelys olivacea* também foram observados. Fortaleza apresentou o maior número de encalhes seguida pelos municípios de Aquiraz e Caucaia.

INTRODUÇÃO

A base do Projeto TAMAR/IBAMA em Almofala, Ceará localizada nas coordenadas geográficas 02^0 50'S e 40^0 09'W foi criada em 1992, para proteger as tartarugas marinhas em áreas de alimentação (MARCOVALDI,1993). Entretanto toda a região litorânea do estado é área de alimentação das tartarugas marinhas provenientes da Ilha de Ascensão e Suriname (MORTIMER & CARR,1987) além de ocorrências de animais de Trinidad Tobago (LUM *et al*.,1998), Nicarágua (LIMA *et al*.,1999) e mais recentemente da Costa Rica (LIMA, no prelo).

A distancia da base de Almofala em relação à Fortaleza (cerca de 242 km) termina por dificultar os trabalhos de monitoramentos de parte do litoral leste e principalmente atender a contento as denúncias sobre encalhes de tartarugas marinhas mortas em praias dos municípios de Fortaleza, Aquiraz e Caucaia.

O objetivo deste trabalho é relatar as ocorrências de tartarugas marinhas encalhadas mortas, atendidas pelo Núcleo Avançado – Projeto TAMAR/IBAMA em Fortaleza entre os anos de 1999 e 2000.

MATERIAIS E MÉTODOS

O município de Fortaleza possui área de 336 km^2. Limita-se ao norte pelo Oceano Atlântico e a sul, com o município de Pacatuba, Eusébio, Maracanaú e Itaitinga. Ao leste com o município de Aquiraz e a Oeste com o município de Caucaia. Fortaleza apresenta 25 km de praias. A temperatura média máxima é de $30,7^0$ C e mínima de $21,8^0$C. Aquiraz localiza-se a leste da capital onde destacam-se as praias de Porto das Dunas, Prainha, Iguape e Batoque. Caucaia localizada a oeste possui praias urbanizadas com destaque para Pacheco, Icaraí e Cumbuco. Em algumas destas regiões empregam-se redes de espera para a captura de peixes e lagostas.

Com o inicio dos trabalhos em março de 1999 o Núcleo Avançado do Projeto TAMAR-IBAMA monitorou as praias de Fortaleza a partir de denúncias de ocorrências de tartarugas marinhas mortas informadas pela população para a Central de Atendimento de Denúncias da representação do IBAMA-Ce.

[1] Fundação Pró-TAMAR- Caixa Postal 01, CEP: 62.592-990, Almofala, Ceará – e-mail:tamarce@tamar.org.br

Após a catalogação da denúncia pela central, a informação foi repassada para o Núcleo Avançado que destacou uma pequena equipe até o local para o registro da ocorrência de encalhe e observação da situação. Esta equipe atualmente é formada por uma técnica em assuntos educacionais e quatro estudantes em biologia e áreas afins que receberam treinamentos prévios na Base de Almofala sobre aspectos biológicos, comportamentais e de técnicas de manejo das tartarugas marinhas aplicadas pelo TAMAR.

Para o caso de tartarugas marinhas encalhadas mortas foram realizadas tomadas biométricas de largura e comprimento de casco, identificação de espécie e sexo sendo que este último foi realizado quando o estado do animal permitiu. Todos os indivíduos foram avaliados visualmente quanto às possíveis *causa mortis* e enterrados no local ou transportados para regiões onde este trabalho fosse permitido. Algumas destas denúncias fora atendidas pelo TAMAR com o apoio do Corpo de Bombeiros do Estado do Ceará. Entretanto ressalta-se que cerca de 15% das informações são inverídicas ou falta dados para a localização exata do animal. Nestes casos apenas o registro da ocorrência foi formalizada e não estão computados nos dados aqui apresentados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Um total de 25 encalhes de tartarugas marinhas mortas foram registrados, sendo treze ocorrências em 1999 e doze em 2000. A espécie *Chelonia mydas* destacou-se com o maior número de encalhes mais indivíduos de *Lepidochelys olivacea* também foram observados (FIGURA 1).

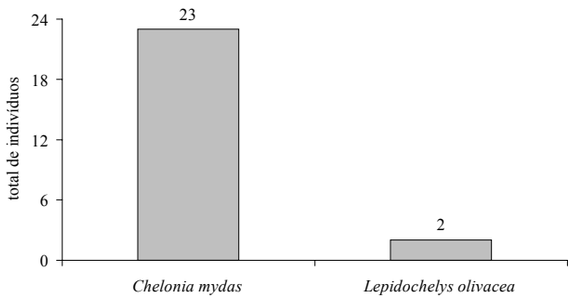


FIGURA 1: Total de encalhes por espécie-dados 1999/2000

A representatividade nos registros de *Chelonia mydas* relaciona-se ao fato do litoral do Ceará ser área confirmada para alimentação desta tartaruga, mas com ocorrências das outras quatro espécies que freqüentam águas brasileiras (LIMA *et al*.,1997).

Os comprimentos médios de casco para a *Chelonia mydas* variaram de 0,74 cm (n=10, min=0,34cm máx=0,99cm) para indivíduos jovens, 1,18 cm (n=8, min=1,10cm máx=1,29cm) para animais fêmeas e 1,10 cm para tartarugas machos (n=5, min=1,02cm máx=1,17cm). Dois indivíduos da espécie *Lepidochelys olivacea* apresentaram comprimento médio de 0,39 cm (n=2, min=0,37cm max=0,42cm). Ambos considerados juvenis.

Do total de registros, 68% (n=17) das tartarugas encalhadas ocorreram nas praias da grande Fortaleza, 28% dos animais encalhados no município de Aquiraz (n=7) e 4% (n=1) dos animais foram observados no município de Caucaia (FIGURA 2).

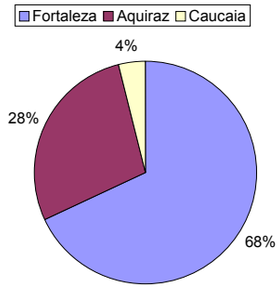


FIGURA 2: Percentagem de tartarugas marinhas capturadas por área.
dados 1999-2000

As tartarugas marinhas são bastante susceptíveis a captura acidental em redes de espera. A probabilidade dos registros de animais serem maiores em Fortaleza sobre as demais regiões podem estar relacionados à maior concentração de pescadores atuando com redes de espera na capital. Em Caucaia o elevado desenvolvimento urbano de suas praias, hoje praticamente voltadas para o turismo, culmina com uma aculturação da pesca e consequentemente uma migração de pescadores para essa nova fonte de recursos. Os encalhes de tartarugas no município de Aquiraz pode estar relacionado com a pesca existente nas praias de Presídio, Iguape e Barro Preto com redes.

Os dados aqui apresentados apenas marcam o inicio de um trabalho para a definições futuras de estratégias protecionistas das tartarugas marinhas junto às comunidades pesqueiras das áreas com maiores índices de capturas acidentais destes animais nas mais variadas redes de pesca.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICA

LIMA,E.H.S.M., CAVALCANTE, N.C., EVANGELISTA, L.E. ALGUNS DADOS SOBRE CAPTURAS DE TARTARUGAS MARINHAS EM ALMOFALA, CEARÁ. IN: X ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 1997, FORTALEZA. **RESUMOS...** FORTALEZA: UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ, 1997, 103 P. P. 55.

LUM, L.L., LIMA, E.H.S.M., SANTOS, A. GREEN TURTLE TAGGED IN BRAZIL RECOVERED IN TRINIDAD. **MARINE TURTLE NEWSLETTER**. N.82, P.9, 1998.

LIMA,E.H.S.M.,LAGUEUX,C.J., D.CASTRO, W. *ET AL*. FROM ONE FEEDING GROUND TO ANOTHER: GREEM TURTLE MIGRATION BETWEEN BRAZIL AND NICARAGUA. **MARINE TURTLE NEWSLETTER**. N.85, P.10, 1999.

LIMA,E.H.S.M., TRENG,S., TAG RETURN CONFIRMS LNK BETWEEN BRAZIL AND WEST CARIBBEAN GREEN TURTLE POPULATIONS (NO PRELO).

MORTIMER, J.A., CARR, A. REPRODUCTION AND MIGRATIONS OF THE ASCENSION ISLAND GREEN TURTLE (***CHELONIA MYDAS***). **COPEIA**. N.1, P. 103-103, 1987.

MARCOVALDI, M.A. A NEW INICIATIVE TO PROJECT GREEN TURTLES AT NA IMPORTANT FORAGING GROUND IN CEARÁ, BRAZIL. **MARINE TURTLE NEWSLETTER**, N.63, P. 13-14, 1993.

LIMA, E.H.S.M. Registros de tartarugas marinhas mortas em Fortaleza-Ceará e áreas circunvizinhas. In: SEMANA NACINAL DE OCEANOGRAFIA, 14., 2001, Rio Grande. Anais..., Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanologia, 2001.ref 044.

VALORIZAÇÃO CULTURAL E ENVOLVIMENTO COMUNITÁRIO PARA SALVAR AS TARTARUGAS MARINHAS EM ALMOFALA-CEARÁ

LIMA, E.H.S.M[1]. & MELO, M.T.D[1].

Palavras chaves: Tartarugas Marinhas, Valorização Cultural, Grupos Produtivos

Área: Educação Ambiental

SINTESE

A captura de tartarugas marinhas no litoral de Almofala sempre foi uma constante e cultural para a comunidade de Almofala localizada no litoral oeste do estado do Ceará. Criada em 1992, a base do Projeto TAMAR-IBAMA instalada na região buscou através de levantamentos primários e embasamentos adquiridos pela convivência com a população resgatar e valorizar a cultura da renda de bilro e do bordado. Formadas as parcerias, importantes dentro do processo de escoamento do produto final, o TAMAR iniciou a organização de grupos produtivos que hoje exportam seus produtos para vários estados brasileiros, gerando renda e principalmente melhoria na qualidade de vida das famílias envolvidas. As alternativas econômicas voltadas para o respeito cultural tem uma ótima aceitação comunitária pois esta descobre-se cidadão, se tornando mais fácil o entendimento e incorporação de idéias conservacionistas voltadas para o meio ambiente.

INTRODUÇÃO

Em 1991 o Projeto TAMAR-IBAMA realizou um levantamento no litoral cearense constatando que em Almofala existiam consideráveis índices de capturas acidentais de tartarugas marinhas, em diversas artes de pesca, com seus produtos e subprodutos sendo comercializados no mercado local, apesar de leis federais que protegem estes animais (LIMA & CRUZ,1995). A região possui em torno de 5.000 habitantes, descendentes diretos dos índios Tremembé, que vivem basicamente da pesca artesanal (currais de pesca e redes de espera) e da cultura de subsistência (milho e feijão).

Buscando envolver a população local no programa de preservação das tartarugas marinhas, o TAMAR resgatou e valorizou antigas culturas artesanais como a renda de bilro e bordado em ponto cruz, transformando-as em fonte de renda para as famílias de pescadores participantes deste programa (FIGURA 1). A parceria formada entre TAMAR e comunidade foi de grande importância pois, tornou-se um forte aliado na redução do esforço de pesca sobre as populações de tartarugas que freqüentam a região em busca de alimento, descanso e abrigo.



FIGURA 1: Grupo produtivo de renda mantido pelo Projeto TAMAR e Almofala/Ce.

[1] Fundação Pró-TAMAR. Caixa Postal 01, CEP:62.592-990, Almofala, Ceará. e-mail:tamarce@tamar.org.br

Outras bases desenvolvem programas específicos de acordo com a realidade local como formação de guias mirins em Praia do Forte-BA (VIEITAS *et al*.,1998), cursos de incentivo ao artesanato local em Pirambu-SE (CASTILHOS & ROCHA,1993) e de artesanato e papel reciclado em Ubatuba – SP (GALLO *et al*.,2000).

O presente trabalho descreve algumas atividades de resgate e valorização cultural desenvolvidas pelo Projeto TAMAR em Almofala como forma de melhoria da qualidade de vida da comunidade.

MATERIAL E MÉTODOS

Inicialmente foi realizado um levantamento para se determinar quais os principais artesanatos produzidos e sua relação intrínseca com a população. Feito isto observou-se que produtos artesanais com papel importante dentro do contexto comunitário tais como a renda de bilro e bordado em ponto cruz estavam extintos pela falta de interesse da população em produzi-los. Verificou-se que o desinteresse estava principalmente relacionado com a manutenção permanente e escoamento da produção. Outro ponto analisado foi a falta de qualidade do produto final o que terminava por reduzir a competitividade no mercado de artesanato.

A partir destas observações o TAMAR fomentou reuniões com antigas produtoras de artesanato surgindo os Grupos de Produção de Bordado com onze bordadeiras e Renda de Bilro com vinte e duas rendeiras. Para atrair a atenção dos jovens o TAMAR organizou cursos para iniciantes nestas artes e de aperfeiçoamento para todas as pessoas interessadas em melhorar a qualidade do produto. Foi formada parceria com a Central do Artesanato do Governo do Estado do Ceará – CEART que esta realizando encomendas periódicas e revendendo nas suas lojas localizadas em Fortaleza e mais recentemente levando a produção para Feiras Nacionais de Artesanatos. Outra parceria fundamental foi com as lojas do Projeto TAMAR espalhadas em locais de forte movimento turístico como Fernando de Noronha - PE, Praia do Forte - BA, Vitória - ES e Ubatuba - SP que adquirem os produtos fortalecendo assim os grupos e principalmente divulgando as ações de valorização da cultura regional.

Atualmente são produzidos travesseiros aromáticos (recheados com eucalipto), toalhas com bordados, panos de bandeja com rendas e bordados, porta copos entre outros. Com um mercado dinâmico existe a necessidade de se criar novos produtos como nos últimos meses foi o caso da tartaruga almofada aromatizada culminando com a organização de um terceiro grupo o de costureiras contando com sete participantes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A FIGURA 2 mostra o total de peças produzidas durante os últimos anos.

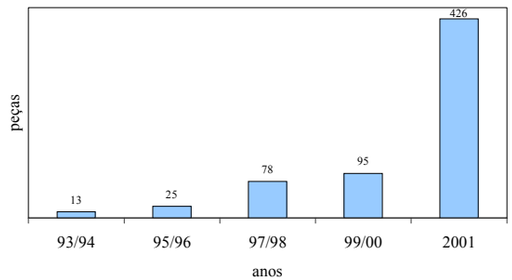


FIGURA 2: Produção em peças por ano dos grupos de renda e bordado mantidos mantidos pelo Projeto TAMAR em Almofala-Ceará. Ano 2001 - dados até junho.

Observa-se um significativo aumento no total de peças produzidas ao longo do período. O fato está diretamente relacionado com a melhoria da qualidade do material que consequentemente gerou uma maior demanda dos produtos. Devemos destacar ainda a importância das parcerias formadas e a criação constante de novos itens, associados a cursos de aperfeiçoamento promovidos pelo TAMAR que terminam por incrementar as vendas finais.

Para cada produto desenvolvido existe o efeito cascata. Observemos o caso da produção de travesseiros aromáticos que, na sua confecção, leva a mão de obra da rendeira, bordadeira, costureira e ainda de pessoas que trabalham no controle de qualidade, montagem e ensacamento. Esta relação ocorre para todas as peças confeccionadas desde travesseiros e tartarugas aromáticas até os produtos bordados como as toalhas, pano de prato, etc.

As alternativas voltadas para a geração de renda desenvolvidas pelo Projeto TAMAR em Almofala possuem uma ótima aceitação por parte da comunidade local. Além de criar empregos através do estimulo da formação de grupos de trabalhos, resgata e valoriza a cultura local fazendo com que a comunidade descubra e respeite suas raízes originais e possa através desta descoberta melhorar a sua qualidade de vida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CASTILHOS, J. C. DE, ROCHA, D. A. DOS S. EXECUÇÃO DE ATIVIDADES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NAS COMUNIDADES LITORÂNEAS PRÓXIMAS ÀS ÁREAS DE DESOVA DAS TARTARUGAS MARINHAS. IN: CONGRESSO DE ENGENHARIA DE PESCA, 8, 1993, ARACAJU. **RESUMOS...**, ARACAJU: FINEP, 1993. P.25.

GALLO, B. M. ET AL. A BASE DO PROJETO TAMAR-IBAMA EM UBATUBA (ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL): CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS EM UMA ÁREA DE ALIMENTAÇÃO. IN: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 13, 2000, ITAJAÍ. **ANAIS...**, ITAJAÍ: UNIVERSIDADE VALE DO ITAJAÍ, 2000. P. 500-502.

LIMA, E. H. S. M., CRUZ, R.R.M. IMPLANTAÇÃO DE UM PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA A PRESERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS EM ALMOFALA – CEARÁ. IN: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10, 1995, JOÃO PESSOA. **RESUMOS...**, JOÃO PESSOA: UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA, 1995. P.83.

VIEITAS, C. F., LOPEZ, G. G., MARCOVALDI, M. Â. PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA TREINAMENTO DE GUIAS ECOLÓGICOS MIRINS DO PROJETO TAMAR/IBAMA. IN: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22, 1998, RECIFE. **RESUMOS...**, RECIFE: UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO, 1998. P. 358.

LIMA, E.H.S.M.; MELO, M.T.D. Valorização cultural e envolvimento comunitário para salvar as tartarugas marinhas em Almofala-Ceará. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 14., 2001, Rio Grande. Anais..., Rio Grande: Centro Acadêmico Livre de Oceanografia, 2001. ref 043.

ESTUDO ETIOLÓGICO DE FIBROPAPILOMATOSE DE TARTARUGAS MARINHAS DA ESPÉCIE *CHELONIA MYDAS*. I. PESQUISA DE AGENTES VIRAIS.

Dolores Ursula MEHNERT[1]*; Telma Alves MONEZI[1], **Natascha Gannunny MÜLLER[1]**, Simone Midori COSTA[1], Sérgio Ricardo BATLOUNI[2], Maria Inês BORELLA[2], Charlotte Marianna HÁRSI[1], João Manuel Grisi CANDEIAS[4], Cecília BAPTISTOTTE[5] and Eliana Reiko MATUSHIMA[3].

[1]Depto. de Microbiologia, ICB, USP; [2]Depto. de Histologia e Embriologia, ICB, USP; [3]Depto. de Patologia, FMVZ; [4]Depto. de Microbiologia e Imunologia, UNESP, Botucatu, SP; [5] Projeto TAMAR-IBAMA, Vitória, ES.

Correspondência*: E-mail: dumehner@icb.usp.br

No Brasil, o primeiro caso de fibropapilomatose (FP) em tartaruga marinha foi registrado em 1986, pelo Projeto TAMAR. Desde então, tem sido observado um aumento na prevalência desta doença, segundo registros no período de 1990 a 1999. A fibropapilomatose, também conhecida como "green turtle fibropapilloma"(GTFP), é uma doença debilitante que pode levar á morte e acomete tartarugas marinhas da espécie *CHELONIA MYDAS* , representando uma das mais importantes ameaças á sobrevivência da tartaruga-verde. Os estudos já realizados sugerem o envolvimento de agentes infecciosos virais em associação com fatores ambientais e até genéticos. No Brasil, os primeiros estudos realizados com o objetivo de elucidar a etiologia dos tumores em tartarugas marinhas não foram conclusivos. Atualmente, dada a disponibilidade de métodos moleculares extremamente sensíveis (**PCR** e *nested*-**PCR**), além dos métodos clássicos de diagnóstico virológico e histopatólogico, foram realizados novos exames em tecidos tumorais, secreções e sangue dos animais acometidos visando a detecção de patógenos virais, especialmente Herpesvírus e Papilomavírus. As amostras examinadas no presente estudo foram obtidas de cinco animais da espécie *CHELONIA MYDAS*, recolhidas pelos técnicos do Projeto **TAMAR –** Base de Ubatuba no litoral norte do Estado de São Paulo, em fevereiro e junho de 2001. Fragmentos de tumores destes animais foram preparados, visando a obtenção de células tumorais e o isolamento de possíveis agentes virais endógenos. Lisados de tumores, assim como secreção ocular, saliva e sangue foram submetidos à reação de amplificação em cadeia pela polimerase (**PCR**) para detecção de herpesvírus e papilomavírus, utilizando *primers* específicos. Fragmentos dos tumores de alguns destes animais foram submetidos à Microscopia Óptica (**MO**) após coloração pelo método de Hematoxilina-Eosina e azul de Toluidina. Fluídos das culturas de células tumorais, da secreção ocular e do sangue foram submetidos à técnica de Microscopia Eletrônica de Trasmissão (**MET**). As alterações observadas nos tecidos sugerem a presença viral. As células tumorais obtidas pelo método de explante apresentaram efeito citopático sugestivo de menbros da família Herpesviridae. A microscopia eletrônica possibilitou, pela primeira vez no Brasil, a visualização de partículas *vírus-like* nos materiais obtidos de tartarugas com FP. A presença de envoltório e o tamanho das partículas observadas são sugestivas de herpesvírus. Seqüências de herpesvírus foram amplificadas pela **PCR** em amostras de sangue, secreção ocular e nas células em cultura. Embora os resultados ainda sejam preliminares, a detecção destas seqüências nos fluidos corporais dos animais examinados, sugere uma possível excreção de vírus para o meio ambiente

.

Agradecemos à Fundação Pró-Tamar pela cessão dos animais, especialmente a Oceanógrafa Berenice M. G. Gallo e aos Biólogos Jóse Henrique Becker e Jane Silveira Fernandes pela colaboração e infraestrutura oferecida para o coleta dos materiais. Ao Veterinário Kurt Stuermer pela valiosa colaboração nas excissões cirúrgicas. Aos Srs Cruz Alberto Mendonza Rigonati e Gaspar Ferreira de Lima pelo preparo do material para microscopia óptica e eletrônica e ao Sr Edson Rocha de Oliveira pelos serviços fotográficos prestados.

REGISTRO DE PARASITISMO EM *CHELONIA MYDAS* (LINNAEUS, 1758) (TESTUDINES, CHELONIIDAE) POR *OZOBRANCHUS BRANCHIATUS* (MENZIES, 1791) (HIRUDÍNEA, OZOBRANCHIDAE).

Augusto Solano Lobo PERALTA[1], Cecília BAPTISTOTE[2] e Alexandre Thomé da Silva de ALMEIDA[3].

[1] Laboratório de Pesquisa Carlos Azevedo da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará

[2]Projeto TAMAR-IBAMA, Avenida Paulino Müller 1111, Vitória, ES – 29042-571 Brazil

[3] Centro Universitário Vila Velha – UVV/ ES, R.Comissário José Dantas de Melo, 21 – Boa Vista – Vila Velha – ES – 29.102-770 - alewild@terra.com.br

A tartaruga marinha *Chelonia mydas* é conhecida popularmente como Tartaruga Verde, devido à cor da gordura localizada abaixo de sua carapaça. Possui uma coloração externa variando de amarronzada a tons esverdeados, cabeça arredondada com um par de placas prefrontais, e sua carapaça é ovalada, com quatro pares de placas costais. Já o filhote apresenta uma coloração da carapaça variando de marrom escuro ao quase preto, com o plastrão branco. Esta espécie possui ampla distribuição nas águas tropicais e subtropicais, perto das costas continentais e em torno de ilhas, e é a maior das tartarugas marinhas de carapaça dura. No Atlântico, seu comprimento de carapaça, quando adulta, pode variar de 70 a 143 cm e seu peso varia de 105 a 235 kg. No Brasil, juvenis são encontrados ao longo de toda a costa, sendo freqüente encontrar exemplares parasitados por sanguessugas hirudíneos. Estes parasitos são levemente translúcidos, com cinco mm de comprimento em média, permanecendo fixados à carapaça, principalmente nas placas laterais, além de apresentarem massas gregárias de ovos. De um juvenil de *Chelonia mydas* de sexo indeterminado, encontrado morto na Praia do Ribeiro, Vila Velha – ES, colheu-se exemplares de sanguessuga, ovos e fragmentos das massas tumorais (papilomas) para análise laboratorial. As sanguessugas e os ovos foram encaminhados para o Laboratório de Pesquisa Carlos Azevedo da Faculdade de Ciências Agrárias do Pará. No laboratório, os exemplares foram analisados em estereomicroscopia, verificando-se que apresentavam caracteres morfológicos da família Ozobranchidae por apresentar brânquias nas porções laterais anteriores do urosoma; gênero *Ozobranchus* por apresentar brânquias digitiformes; espécie *O. branchiatus* por apresentar um par de olhos no metâmero IV, abertura anal entre os metâmeros XXVI e XXVII, trachelosoma constituído de 20 anéis e urosoma com 29 anéis e 7 pares de brânquias digitiformes laterais. Esta espécie de sanguessuga é considerada um verdadeiro flagelo para *Chelonia mydas*, pela espoliação sanguínea que provoca, além de estar freqüentemente associada à papilomatose ocorrente nesta espécie.

Ocorrências não reprodutivas de Tartarugas Marinhas no litoral norte da Bahia, durante o período de 01 de janeiro a 31 de dezembro de 2000.

Alexsandro S. Santos[1]; Juçara Wanderlinde[1]; Fernando Angeloni[1]; Paulo H. Lara[1]; Paulo Vianna[1]; Gustave Lopez[1]
[1]Fundação PROTAMAR

INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas são répteis ameaçados de extinção, com distribuição restrita à faixa tropical e subtropical do planeta.
Das sete espécies de tartarugas marinhas existentes, cinco ocorrem em águas brasileiras: cabeçuda (*Caretta caretta*), de pente (*Eretmochelys imbricata*), oliva (*Lepidochelys olivacea*), verde (*Chelonia mydas*) e de couro (*Dermochelys coriacea*). Todas são classificadas como "em perigo de extinção" e estão ameaçadas por legislação federal e internacional.
No Brasil as principais áreas de reprodução e alimentação destes animais estão protegidas. Criado em 1980, o Programa Nacional de Conservação, Manejo e Pesquisa das Tartarugas Marinhas – PROJETO TAMAR-IBAMA, monitora atualmente cerca de 1.000 km de praia, em oito estados brasileiros.

Na Bahia, a área de atuação do Projeto TAMAR estende-se da Praia de Itapuã, em Salvador, até Mangue Seco, na divisa com o Estado de Sergipe. Esta área apresenta uma exploração pesqueira relativamente alta (IBAMA, 1999), sendo a pesca essencialmente artesanal.
A captura accidental das tartarugas marinhas tem sido apontada como a principal causa da morte destes animais (Godley et al, 1998). Tartarugas marinhas interagem praticamente com todos os tipos de pesca: redes (de arrasto, de espera e todas as outras variantes), espinhéis, cercos, currais, linha e anzol, dentre outros (Lutz & Musick, 1997). Os apetrechos das artes de pesca, quando descartados no mar também causam morte, ferimento ou mutilação das tartarugas (Lutz & Musick, op cit.).
Na área do presente estudo, os pescadores utilizam principalmente redes de espera e linha com anzol. O arrasto de camarão ocorre somente no extremo norte do estado, devido à ausência de rochas e corais, além da existência de sedimento areno-lodoso.
A presença de recifes, pedras e uma grande quantidade de algas fazem da área de estudo uma das principais áreas de alimentação de *C. mydas* na costa brasileira, sendo também uma dos poucos áreas a apresentar registros significativos de indivíduos juvenis de *E. imbricata*.

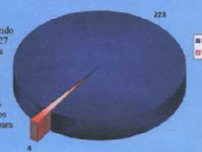
METODOLOGIA

As diversas praias da região foram monitoradas diariamente entre os períodos de 1º. de janeiro e 15 de março e de 15 de setembro a 31 de dezembro, que corresponde ao período reprodutivo das tartarugas marinhas, pois foi aproveitado o monitoramento das desovas para verificar a existência de animais encalhados nas praias.
No período de 16 de março até 14 de setembro o monitoramento foi eventual para a maioria das praias, sendo que geralmente a equipe técnica era notificada quanto a existência de animais encalhados nas praias, por pescadores, moradores ou turistas. Sempre que possível, a equipe técnica se deslocou até o local.
Ao encontrar o animal, verificava-se se o mesmo estava vivo ou não. Tartarugas marinhas, quando capturadas em redes ou anzóis podem se afogar, permanecendo desmaiadas por algum tempo antes de morrer. Nestes casos, aplicou-se uma técnica de reanimação, a qual consiste em virar a tartaruga com o plastrão para cima e realizar massagem cardio-pulmonar, para que o animal expulsasse toda a água. Quando a mesma começava a se movimentar era mantida na sombra por algumas horas e então liberada ao mar.

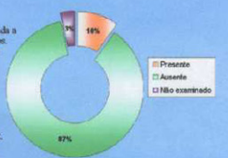
Caso estivesse ferida, debilitada ou doente, foi mantida em um tanque de quarentena e tratada, sendo liberada ao mar após estar recuperada.
Todas as tartarugas, antes de serem liberadas ao mar foram identificadas, tiveram as medidas curvilíneas de comprimento e largura da carapaça tomadas e foram marcadas. A marcação consiste na aplicação de uma marca de aço inox, tipo monel (modelo 681 da National Band and Tag Co, USA) em cada uma das nadadeiras dianteiras. Cada marca possui, de um lado um número único, junto a inscrição BR e de outro o endereço da sede nacional do PROJETO TAMAR em Itaúna.
Caso o animal estivesse morto, foi identificado, tomaram-se as medidas de comprimento e largura curvilíneos da carapaça e verificou-se a presença de marcas de identificação (do Projeto TAMAR ou outro programa de conservação). Dependendo do estado de decomposição, a tartaruga em necropsiada ou tinha os ossos e/ou cascos preparados para estudo.
Todos os dados coletados foram lançados no BANCO NACIONAL DE DADOS NÃO REPRODUTIVOS DE TARTARUGAS MARINHAS.
Durante os meses de novembro e dezembro realizaram-se saídas esporádicas em uma lancha do Projeto TAMAR, para monitoramento da atividade pesqueira em frente às praias de desova e para conversa e entrega de material educativo da campanha "Nem tudo que está na rede é peixe".

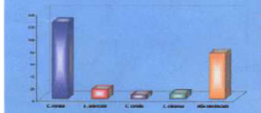
RESULTADOS

Durante o período do referido estudo foram registrados 227 ocorrências de tartarugas marinhas no litoral norte da Bahia. Destes registros, 98 % (n=223) foram referentes a animais encontrados mortos e 2% (n=4) a animais encontrados vivos e encaminhados para reabilitação e tratamento.



Para a espécie *C. mydas* (n=124), foi observada a ocorrência de tumores em 10 % dos registros. Estes tumores têm grande probabilidade de serem fibropapilomas, maior doença epizoótica que ataca tartarugas marinhas, tendo sido registrada sua ocorrência em praticamente todas as populações de tartarugas marinhas do mundo. *C. mydas* é a mais atingida, porem há registros de fibropapilomas para todas as demais espécies de tartarugas marinhas (Lutz & Musick, op cit.).





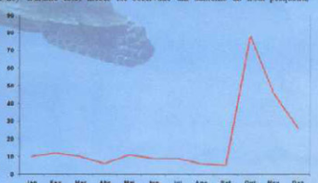
Para os registros que tiveram a espécie identificada, *C. mydas* (n=124) foi a espécie mais abundante, seguida, por *E. imbricata* (n=15). Para *Lolivacea* foram feitos 3 registros e *C. caretta* apresentou 6 registros. Em 74 registros não foi possível a identificação da espécie. Não foi obtido nenhum registro para a espécie *D. Coriacea*.

Em relação ao estágio de desenvolvimento, 204 registros (90%) referiram-se a indivíduos juvenis e 23 registros (10%) a indivíduos adultos.



Dos registros referentes a indivíduos adultos, 18 foram referentes a fêmeas e 5 referiam-se a indivíduos machos. Na fase juvenil é impossível a identificação baseada em caracteres externos destes animais, pois o dimorfismo sexual aparece somente perto da idade adulta.

O mês que concentrou o maior número de tartarugas mortas foi o de outubro (n=78), seguido de novembro (n=45) e dezembro (n=26). Durante estes meses foi observado um aumento da frota pesqueira, principalmente na região de Sobradinho, Costa do Sauípe e Praia do Forte. Os barcos eram provenientes de Sergipe, barcos camaroeiros e de Valença, no sul de Bahia, que passavam utilizando redes de espera. O mês de outubro foi o período quando a frota de barcos atingiu seu número máximo, segundo observações de pescadores e da equipe técnica.



CONCLUSÃO

O fato dos meses de outubro a dezembro apresentarem o maior número de ocorrências e consequências do aumento da frota pesqueira e do esforço de pesca na região. Este fator é bastante preocupante, pois neste período fêmeas e machos de tartarugas marinhas aproximam-se das praias de desova para se reproduzirem.
Apesar de ocorrer em número proporcionalmente baixo, a morte de indivíduos adultos é séria, pois o valor biológico de um indivíduo adulto é muito maior que o de um filhote ou juvenil.
A exemplo de outros pontos na costa brasileira, a atividade pesqueira, principalmente as relacionadas ao uso de redes de espera (em suas diferentes modalidades) e de arrasto de camarão, mostraram ser o principal fator de mortandade de tartarugas marinhas na região.
A grande proporção de indivíduos juvenis, reforça a importância do litoral norte da Bahia como um importante ponto de alimentação e crescimento para a população de tartarugas marinhas que habitam águas territoriais brasileiras.
A presença de indivíduos de *Eretmochelys imbricata* na região faz com que a mesma seja um dos poucos pontos conhecidos como área de alimentação destes animais no Brasil, a exemplo de Atol das Rocas, Fernando de Noronha e Ilha de Trindade, como o diferencial destas áreas serem ilhas Oceânicas distantes da costa, protegidas como reserva biológica, parque nacional marinho e como de uso exclusivo da marinha, respectivamente.
O registro da presença de tumores - com grandes probabilidades de serem fibropapilomas - nos animais da espécie *C. mydas* mostra que os animais desta região também estão contaminado ou sujeitos a infecção por esta doença.
Fibropapilomas atacam mucosas, desenvolvendo-se rapidamente e de forma invasiva, crescendo em olhos, boca, narinas, pele, etc. Quando em grande quantidade, impedem o animal de se alimentar, enxergar e respirar, levando muitas vezes o animal à morte. Apesar de atacar outras espécies de tartarugas marinhas, na área de estudo somente constatou-se a presença desta doença em indivíduos de *C. mydas*.
O monitoramento das atividades pesqueira e de educação ambiental junto aos pescadores e comunidades, aliado à fiscalização pelos órgãos competentes constituem ferramentas importantes para a conservação das tartarugas marinhas.

Literatura citada:

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente. Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Estado da Bahia 1998. Tamandaré, 1999. 32p.

Godley, B.J., Gozo, A.C., Broderick, A.C. Furness, R.W. & Solomon, S.E. Interaction between marine turtles and artisanal fisheries in the eastern Mediterranean: a probable cause for concern? Zoology in the Middle East 16, 1998:49-64. Max Kasparek Verlag, Heidelberg.

Lutz, P.L. & Musick, J.A. Biology of sea turtles. 1997. CRC Press.

O Projeto TAMAR é co-administrado pela Fundação PRÓTAMAR e tem como patrocinador oficial a Petrobras. Na Bahia recebe o apoio do FNMA, Governo da Bahia, Millennium S.A., Deten e Prefeitura de Camaçari.

XIV SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA
Oceanografia e Sociedade: um desafio à teoria e à prática

Anais da **XIV Semana Nacional de Oceanografia – Oceanografia e Sociedade: um desafio à teoria e à prática**, Rio Grande, RS, Brasil 07 – 13 de outubro de 2001. Copyright 2001, Centro Acadêmico Livre de Oceanologia – CALO.

152 – TAXAS DE ECLOSÃO EM NINHOS DE *LEPIDOCHELYS OLIVACEA* SUBMETIDOS A DIFERENTES TÉCNICAS DE MANEJO NA RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL, SERGIPE, BRASIL, TEMPORADA 2000/2001.

SILVA, A.C.C.D. da[1]; CASTILHOS, J.C. de[2]; WEBER, M.I.[2]; OLIVEIRA, F.L. das C.[2]; MACHADO, I.F.[3] & BARBIERI, M.B.[3]

Palavras-chave: *Lepidochelys olivacea*; conservação; manejo

INTRODUÇÃO

Em nível mundial a tartaruga oliva (*Lepidochelys olivacea*) é considerada a mais abundante das tartarugas marinhas (Valverde & Gates, 1999), embora seja menos abundante no Oceano Atlântico Ocidental (Marcovaldi, 1999; Moncada *et al.*, 2000).

No Brasil, a principal área de desova da espécie está restrita a uma faixa de 131 Km de extensão do Litoral do Estado de Sergipe, nas praias de Pirambu, Abaís e Ponta dos Mangues, região nordeste do Brasil. Das 20 Bases de Pesquisa TAMAR, a Reserva Biológica de Santa Isabel (Lat. 10°34' – 10°42' S e Long. 36°37' – 36°49' W), inserida na Base de Pesquisa de Pirambu, detém a maioria dos registros reprodutivos observados no Brasil da espécie *Lepidochelys olivacea* (Marcovaldi & Marcovaldi, 1985; D'Amato & Marczwski, 1993; Castilhos & Silva, 1998; Marcovaldi, 1999; Santos *et al.*, 1999).

Na época de implantação da Base de Pirambu (1981) as desovas eram intensamente exploradas pela população local (Levantamento Projeto TAMAR/IBAMA, não publicado; Castilhos *et al.*, 1997) restando poucos ninhos para gerar filhotes, que pudessem em idade adulta, retornar à mesma praia para desovar (Richard & Hughes, 1972; Lohmann *et al.*, 1997). Nesses casos o não recrutamento de juvenis para a população ativa em termos reprodutivos, pode passar desapercebido até que haja um colapso dessa população (Meylan & Donnelly, 1999). Programas de conservação, de manejo e de pesquisa devem ser desenvolvidos continuamente para garantir a proteção de filhotes e para possibilitar o recrutamento de juvenis para a renovação da população ativa.

MATERIAL E MÉTODOS

De setembro de 2000 a março de 2001, os 27 Km da porção Norte da Reserva Biológica de Santa Isabel foram monitorados diariamente entre às 04:00 e 06:00h por pescadores/tartarugueiros para localização, marcação e/ou transferência de desovas (Castilhos & Silva, 1998). Foram utilizadas três técnicas de manejo: desovas transferidas ao cercado de incubação situado no supralitoral e exposto ao sol e chuva plenos (desovas T) (D´Amato & Marcovaldi, 1997); desovas *in situ* (desovas I) mantidas nos locais de origem; desovas transferidas para um local na mesma praia (desovas P), em um ponto do supralitoral (Silveira, 1995). As desovas T e P foram transferidas em caixas de isopor entre às 06:00 e 08:00h da manhã. As desovas que permaneceram na praia (I e P) foram sinalizadas com duas estacas de madeira (uma branca e outra numerada) e protegidas com telas plásticas de um metro quadrado e com aberturas hexagonais que permitiram a livre passagem dos filhotes (D´Amato *et al.*, 1997). Desovas ocorridas em locais com baixo risco de interrupção do processo de

[1]- Centro TAMAR/IBAMA – ReBio Sta Isabel s/n CP49190-000 tel 79 2761201 E-mail: cesar@tamar.org.br
[2]- Fundação PRÓ-TAMAR - ReBio Sta Isabel s/n CP49190-000 tel 79 2761217 E-mail: tamarse@tamar.org.br
[3]- Bolsistas Frankfurt Zoological Society - ReBio Sta Isabel s/n CP49190-000 tel: 79 2761217

incubação dos ovos foram mantidas *in situ* e não foram monitoradas. As espécies de tartarugas marinhas foram identificadas mediante análise da morfologia externa dos filhotes durante procedimentos de abertura dos ninhos. A taxa de eclosão foi definida como o número de filhotes eclodidos dividido pelo número de ovos multiplicado por 100.

RESULTADOS

Das 450 desovas registradas no período de estudo, 68,22% (n=307) foram mantidas *in situ*, 29,33% (n=132) foram transferidas ao cercado de incubação e 2,44% (n=11) foram transferidas para a praia. Estas técnicas de manejo empregadas resultaram em elevadas taxas de eclosão de filhotes (Tabela 1).

Das desovas mantidas *in situ* (n=307) 90,23% (n=277) foram protegidas e 9,77% (n=30) foram perdidas (predação animal ou antrópica, ação da maré).

Do total de desovas registradas (n=450), 65,33% (n=294) foram monitoradas até a eclosão dos filhotes e analisadas mediante procedimento padrão de manejo e abertura de ninhos e 34,67% (n=156) foram mantidas nos locais de origem ou transferidas para a praia (desovas I ou P) sem monitoramento para verificação da data da eclosão dos filhotes.

Com base na análise morfológica dos filhotes a *Lepidochelys olivacea* deteve um total de 73,57% (n=167) dos ninhos analisados.

Tabela 1 – Taxas de eclosão de ninhos de *Lepidochelys olivacea* submetidos a diferentes técnicas de manejo.

Manejo	Taxa de Eclosão Média (%)	Desvio Padrão (%)	Min. (%)	Max. (%)	Nº de ninhos
Ninhos I	78,96	22,16	14,71	97,78	49
Ninhos P	82,75	11,93	69,30	92,05	3
Ninhos T	74,24	20,35	8,33	100	115

Legenda: Valores da coluna Min. (%) e Max. (%) referem-se aos valores mínimos e máximos encontrados para a taxa de eclosão de filhotes para cada técnica de manejo empregada.

DISCUSSÃO

A possibilidade de permanência de 68,22% (n=307) das desovas nos locais de origem permitiu a proteção destas sem interferência nas proporções sexuais naturais da população (Mrosovsky & Yntema 1980) e sem manipulação, evitando-se a rotação dos ovos e rompimento da membrana embrionária (Mortimer, 1999) o que poderia resultar numa redução da taxa de nascimento de filhotes. A opção de transferência de desovas ao cercado de incubação ou para a praia mitigou de maneira efetiva a ampla variedade de ameaças que podem reduzir os percentuais de eclosão (Boulon, 1999). Assim, foram transferidas apenas as desovas procedentes de locais que ofereciam riscos de interrupção do processo de incubação ou que apresentavam fatores limitantes para realização de monitoramento diário.

Apenas no universo das desovas T observou-se taxa de eclosão de 100% dos filhotes o que confirma a importância desta técnica de manejo que, quando bem empregada e associada à manutenção de ninhos *in situ*, pode constituir-se numa efetiva estratégia de conservação das populações de tartarugas marinhas.

O alto índice de desovas de *Lepidochelys olivacea* registradas na área de estudo confirma a importância da Reserva Biológica de Santa Isabel como o maior sítio reprodutivo do Brasil desta espécie de tartaruga marinha.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOULON, R.H.J. 1999. Reducing threats to eggs and hatchilings: *in situ* protection. Research and manegement techniques for the conservation of sea turtles. Marine Turtle Newsletter. 4: 169-174pp.

CASTILHOS, J.C. DE & SILVA, A.C.C.D.DA. 1998. Análise comparativa de ninhos transferidos e ninhos mantidos *in situ* das espécies *Lepidochelys olivacea* e *Caretta caretta* durante temporada reprodutiva de 96/97. 22^{0} Congresso Brasileiro de Zoologia, Recife, PE, 8-13 Fevereiro, 289p.

CASTILHOS, J.C.DE; ALVES, D.A.R. & SILVA, A.C.C.D.DA. 1997. Resgate cultural e conservação de tartarugas marinhas. *In*: S. M. Padua & M. F. Tabanez (orgs), Educação ambiental: caminhos trilhados no Brasil, IPÊ Instituto de Pesquisas Ecológicas (ed.), 147-156pp.

D'AMATO, A.F. & MARCOVALDI, M.Â. 1997. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Testudines: Cheloniidae) na região de Praia do Forte, Bahia. 11^{0} Encontro de Zoologia do Nordeste, Resumos, Fortaleza, CE, 14-18 Abril, 54-55pp.

D'AMATO, A.F. & MARCZWSKI, M., 1993. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Cheloniidae) na região de Praia do Forte, Município de Mata de São João, Bahia, Brasil, durante o período reprodutivo 1990-1991. Arq. Biol. Tecnol., 36(3):513-519, set.

D'AMATO, A.F., VIEITAS, C. & MARCOVALDI, M.Â. 1997. Avaliação da eficiência de telas de proteção em ninhos de tartarugas marinhas para evitar predação por *Cerdocyon thous* (Carnívora: Canidae). 7^{0} Congresso Nordestino de Ecologia, Resumos, Ilhéus, BA, 27 Julho – 2 Agosto, 247p.

LOHMANN, K.J., WITHERINGTON, B.E., LOHMANN, C.M.F. & SALMON, M. 1997. Orientation, navigation and natal beach homing in sea turtles. *In*: Lutz, P.L. & Musick, J.A. The biology of sea turtles. Boca Raton: CRC Press, 107-135pp.

MARCOVALDI, M.A., 1999. Status of olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*) in the Western Atlantic Ocean. Proceedings of "Marine Turtle Conservation In The Wider Caribbean Region – A Dialogue For Effective Regional Management", República Dominicana, nov (no prelo).

MARCOVALDI, M.Â.G. & MARCOVALDI, G.M.F.G.DEI, 1985. Projeto TAMAR. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, 48p.

MEYLAN, A. B. & DONNELLY, M. 1999. Status justification for listing the hawksbill turtle *(Eretmochelys imbricata)* as Critically Endangered on the 1996. *IUCN* Red list of threatened animals. Chelonian Conservation and Biology 3(2): 200-224pp.

MONCADA, G.F., RODRIGUEZ, A.M., MÁRQUEZ, M.R. & CARRILLO, E. 2000. Reporte sobre la Tortuga Golfina (*Lepidochelys olivacea*) en las Aguas Cubanas. Noticiero de Tortugas Marinas N° 90, 13-15pp.

MORTIMER, J.A. 1999. Reducing threats to eggs and hatchilings: hatcheries. Research and manegement techniques for the conservation of sea turtles. Marine Turtle Newsletter. 4: 175-178pp.

RICHARD, J. D. AND HUGHES, D. A. 1972. Some observations of sea turtle nesting activity in Costa Rica. Marine Biology 16:297-309pp.

SANTOS, A.S.DOS; WANDERLINDE, J. & LIMA, E.P. 1999. Conservação e manejo das tartarugas marinhas: resultados da temporada reprodutiva 1997/98 no litoral norte da Bahia. 12ª Semana nacional de oceanografia, Resumos, Rio de Janeiro, RJ, 68-70pp.

SILVEIRA, A.M.R. 1995. Análise de taxas de eclosão em ninhos de tartarugas marinhas na orla do município de Camaçari, Bahia, Brasil. 8ª Semana nacional de Oceanografia, Resumos, Rio Grande, RS, 104p.

VALVERDE, R.A. & GATES, C.E. 1999. Population surveys on mass nesting beaches. Research and manegement techniques for the conservation of sea turtles. Marine Turtle Newsletter. 4: 56-60pp.

IDENTIFICAÇÃO DE PEIXES NA DIETA ALIMENTAR DE AVES MARINHAS MIGRATÓRIAS (LARIDAE) NO ENTORNO DA RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL/SE.

Silva, A.C.C.D; Fraga,R.T.

Fundação Pró-TAMAR; tamarse@infonet.com.br; Pirambu/SE

Aves migratórias marinhas da Família LARIDAE, gênero **Sterna**, notadamente *Sterna hirundo*, entre os meses de novembro a janeiro, encontram um ambiente ideal para descanso e alimentação, na Reserva Biológica de Santa Isabel no litoral norte do estado de Sergipe, maior sítios de desova no Brasil da tartaruga marinha, ***Lepidochelys olivacea***. A principal atividade pesqueira no Estado de Sergipe é a captura do camarão, realizada por embarcações de redes de arrasto com portas. Esses barcos arrastam duas redes por 03 horas em média, Quando as redes são recolhidas o pescado é disposto no convés para seleção, crustáceos, moluscos e uma variedade de pequenos peixes, são descartados. As *Sternas,* que normalmente se alimentam de peixes pelágicos disponíveis em cardumes nas águas oceânicas superficiais, adaptaram-se a uma dieta alimentar alternativa em função da disponibilidade desse pescado. Acompanhando as embarcações, as aves aguardam o momento da seleção para se alimentarem. Com base nesses dados, em janeiro de 2000, foi realizado um levantamento objetivando identificar as espécies preferenciais de aves marinhas na fauna acompanhante nos barcos de arrasto. Através de saídas programadas para acompanhamento e abordagem das embarcações de arrasto, as espécies de peixes foram identificadas no momento da seleção e, posteriormente ofertadas grupos específicos para as aves. Realizadas 06 saídas com um total de 30 embarcações abordadas no começo da despesca. Foram identificadas 43 espécies de peixes em 15 Famílias, utilizadas como alimento pelas Sternas. SCIANIDAE foi a Família mais representativa com 14 espécies e *Odontognathus mucronatus* (CLUPEIDAE) a preferencial. Indivíduos das Famílias ARIDAE, MUREANIDAE, MONANCANTHIDAE, TETRAODONTIDAE e ESCORPAENIDAE, embora presentes nos arrastos não foram listados por não despertarem nenhum interessa pelas aves.

SILVA, A.C.C.; FRAGA, R.T. Identificação de peixes na dieta alimentar de aves marinhas migratórias *(Laridae)* no entorno da Reserva Biológica de Santa Isabel/ SE. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA, 5., 2001. Porto Alegre. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 2001.

CAPTAÇÃO NATURAL DE SEMENTES DE OSTRAS *(Crassostrea rhizophorae)* NO ESTUÁRIO DO RIO SÃO FRANCISCO- PONTA DOS MANGUES/SE.

Augusto César Coelho Dias da Silva; Roque Tosta Fraga; José Carlos Bezerra Júnior Rebio Santa Isabel s/nº, 49.190-000, Pirambu/SE,conatura@infonet.com.br

O Projeto de Ostreicultura Comunitária, implementado pelo Projeto TAMAR/IBAMA no povoado de Ponta dos Mangues/SE em parceria com a CONATURA, representa atualmente a maior fonte de renda local. Com a expansão das áreas de cultivo e envolvimento de novos integrantes, a demanda por sementes exigiu o levantamento de novos pontos de captação , para avaliação e identificação dos melhores locais. Em cinco áreas distintas, foram instaladas estruturas fixas com varas de eucalipto de 4,0 m, coletores plásticos de 22 x 30 cm, atados em n° de 50 por vara, permaneceram submersos por todo o período do estudo, entre 22 e 38 dias com monitoramento diário da salinidade nos picos de maré. Com extremos de salinidades entre 15 e 35%, os 2.150 coletores distribuídos resultaram em 93.560 sementes viáveis, de tamanhos variáveis entre 10 e 30 mm e médias de fixação entre 3 e 149 sementes por coletor. Os resultados obtidos nas cinco estações foram os seguintes: área **I**, média de 24 sementes viáveis/coletor; área **II**, 21; **III**, 149; **IV**, 3; **V**, 77. Os resultados obtidos revelaram excelentes índices de fixação em salinidades médias acima de 31%, áreas III e V, com relação de 149 sementes por coletor demonstrando uma disponibilidade maior de larvas em salinidades altas. Nas áreas I e II, com salinidade média de 26%, os resultados foram razoáveis e, na área IV com salinidade média de 18‰ resultado descarta a área para a captação de sementes.

SILVA, A.C.C.D.; FRAGA, R.T.; JR. BEZERRA, J.C. Captação natural de sementes de ostras (*Crassostrea rhizophorae*) no estuário do Rio São Francisco – Ponta dos mangues/SE. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE MALACOLOGIA, 17., SIMPÓSIO NORDESTINO DE CULTIVO DE MOLUSCOS BIVALVES, 1., 2001. Recife. Resumos..., [S.l.:s.n.], 2001.

VIABILIZAÇÃO DO CULTIVO DA OSTRA NATIVA *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) EM NÍVEIS CRÍTICOS DE SALINIDADE, NO ESTUÁRIO DO RIO JAPARATUBA, PIRAMBU/SE

Augusto César Coelho Dias da Silva; Roque Tosta Fraga; José Carlos Bezerra Júnior; João Tomé Monteiro Linhares; Eduardo Pereira Gomes.

O Rio Japaratuba deságua no mar através de um canal único, estreito e pouco profundo com acesso a embarcações pesqueiras exclusivamente na preamar. Essa característica, durante o período mais intenso de chuvas, entre maio de julho, faz com que o grande volume de água doce seja represado, diminuindo consideravelmente o aporte superficial de água salgada, provocando como conseqüência, a morte de toda a população de ostras nativas, ***Crassostrea rhizophorae*** (Guilding, 1828), do estuário. Inviabilizando neste período o cultivo dessa espécie. O potencial de crescimento da ostra nativa em algumas áreas deste rio foi, avaliado por amostragens realizadas durante 1999 e 2000, através de parceria entre a CONATURA e o Projeto TAMAR/IBAMA aliado ao interesse da comunidade local, justificando a procurar por soluções práticas visando a manutenção de cultivos de ostras no estuário. A escolha do local, um antigo viveiro estuarino, foi determinada por condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento da ostra nativa, obtenção de ótimos índices de crescimento e possibilidade de controle de entrada de água pelas portas. O trabalho consistiu da recuperação interna do viveiro, um canal circular com 500m de comprimento, largura média de 2,5m e 1m de lâmina d'água com duas portas, ocupando uma área de aproximadamente 1,5 ha, com exuberante vegetação de mangue no entorno e na área central. Após a reforma do viveiro, foram instalados coletores de sementes confeccionados de garrafas "pet", placas de "pvc" para fixação e crescimento e estruturas de engorda (caixas, mesas e travesseiros), com monitoramento diário da salinidade no viveiro e no canal do rio em diferentes profundidades. Durante o período de estiagem, a salinidade monitorada se manteve abaixo de 23‰ no viveiro, com variação no rio de acordo com o fluxo de marés, média de 21,5‰. Com a chegada do período chuvoso, o fluxo de água no viveiro através das portas foi interrompido, com salinidade interna em 23‰, diminuindo gradativamente durante 7 dias , devido à chuva intensa na área do viveiro, até 5‰, nível salino considerado crítico para a sobrevivência das ostras. No canal do rio após dois dias, a salinidade chegou a zero na superfície, mesmo durante a maré cheia, ocorrendo a mortalidade de toda a ostra do estuário. Com uma estiagem de 12 dias e, a salinidade do rio alcançando 14‰, foram abertas as portas d'água para que houvesse reposição e os índices de salinidade fossem elevados,

alcançando 11‰. Com o retorno das chuvas por um período mais longo, os mesmos patamares anteriores foram alcançados, com a salinidade permanecendo por 30 dias em torno de 5‰ no viveiro. Algumas soluções foram sugeridas para elevar a salinidade, inclusive a adição de sal bruto encontrado em salinas da região. Com o monitoramento da salinidade na coluna d'água do rio, foram observadas taxas de até 33‰ a 3 metros de profundidade durante a preamar, solucionando o problema com a aquisição de uma bomba para a coleta dessa água, e reposição diária durante o período de chuvas. Com esses procedimentos, durante dois anos, 1999 e 2000, o cultivo da ostra nativa tem sido mantido, garantindo uma ocupação e renda para integrantes da comunidade, viabilizando a ostreicultura em área de demonstrado potencial de crescimento.

* **conatura@infonet.com.br** - Rebio Santa Isabel s/n° - 49.190-000 - Pirambu/se

SILVA, A.C.C.D.; FRAGA, R.T.; JR.BEZERRA, J.C.; LINHARES, J.T.M.; GOMES, E.P. Viabilização do cultivo da ostra nativa ***Crassostrea rhizophorae*** (Guilding, 1828) em níveis críticos de salinidade, no estuário do Rio Japaratuba, Pirambu/SE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 12., 2001. Foz do Iguaçu. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 2001.

SELEÇÃO DE ÁREAS PARA ENGORDA DA OSTRA NATIVA *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) NO ESTUÁRIO DO RIO SÃO FRANCISCO/SE

Augusto César Coelho Dias da Silva; Roque Tosta Fraga; José Carlos Bezerra Júnior; Eduardo Pereira Gomes; Suzan Diniz Santos; João Tomé Monteiro Linhares.

A CONATURA, Cooperativa Mista de Trabalhadores Conservadores da Natureza em parceria com o Projeto TAMAR/IBAMA, desenvolve atividades de ostreicultura comunitária da ostra nativa Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828) em Ponta dos Mangues, Pacatuba-SE, desde 1998, com levantamento de áreas potenciais, metodologia de cultivo e captação natural de sementes. No intuito de fomentar a atividade na região e envolver, através de parcerias um maior números de pessoas da comunidade, a CONATURA realiza programas de sensibilização para o estímulo e envolvimento comunitário, qualificação em técnicas de gerenciamento e cultivo, experimento e estudos de causa. Com o crescente de integrantes das comunidades, tornou-se necessário a seleção de novas áreas propícia para o crescimento e engorda de ostras. Assim, após o monitoramento da região, com a verificação de fatores como salinidade, observação dos estoques naturais interesse de habitantes locais, índices prévios de fixação de sementes e hidrodinâmica, selecionou-se duas áreas para testes de crescimento: Funil estação (**I**), no Povoado de Carapitanga, e Babão estação (**II**), em Ponta dos Mangues. Para a realização deste estudo, foram selecionadas sementes de ostras com comprimento médio de 2,49 cm, acondicionadas em travesseiros de tela plástica, com densidade inicial de 0,13 ostras/ cm², dispostas em estruturas de cultivo tipo balsa de cano PVC em cada estação, efetuando-se biometrias mensais de comprimento (cm) e análises semanais dos seguintes parâmetros: salinidade (%), temperatura (°C), pH e transparência (cm). Durante o período analisado, de janeiro a junho de 2001, a taxa de crescimento na estação **"I"** foi de 58,36%, com comprimento médio dos indivíduos de 5,98 cm, e a estação **"II"** apresentou uma taxa de 30,25% e comprimento médio de 3,57 cm. Pela comparação dos índices de crescimento, estação **"I"** foi qualificada como adequada para instalação de módulos de engorda, enquanto a estação **"II"** revelou potencial inferior. Ao contrário da captação natural de sementes que, para obtenção de altas taxas de fixação, requer salinidades mais altas, baixos índices salinos e médias de temperaturas mais elevadas têm se revelado como fatores preponderantes na seleção de áreas para crescimento e engorda de ostras em Sergipe.

SILVA, A.C.C.D.; FRAGA, R.T.; JR. BEZERRA, J.C.; GOMES, E.P.; SANTOS, S.D.; LINHARES, J.T.M. Seleção de áreas para engorda da ostra nativa *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) no estuário do Rio São Francisco/SE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 12., 2001. Foz do Iguaçu. **Resumos...,** [S.l:s.n.], 2001**.**

Artigos Internacionais

ALMEIDA, A. de P.; BAPTISTOTTE, C.; SCHINEIDER, J. A P. Loggerhead turtle tagged in Brazil Found in Uruguay. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.87, p.10, 2000.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; FORMIA, A. Hawksbill turtle tagged in Brazil captured in Gabon, Africa. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.87, p.11-12, 2000.

SANTOS, A. S.; MARCOVALDI, M Â.; GODFREY M. H. Update on the nesting population of loggerhead sea turtles in Praia do Forte, Bahia, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**. Wales, n.89, p. 8-11, 2000.

Eventos Internacionais

BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C. A.; BJORNDAL, K. Reproductive biology and conservation status of the loggerhead sea turtle (Caretta caretta) in Espirito Santo State, Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 19., 1999. Texas. **Proceedings...**, Texas: U. S. Department of Commerce. 2000. p.261. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443.

GALLO, B. M.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J. H.; BARATA, P. C. R. Projeto TAMAR's station in Ubatuba (São Paulo State, Brazil): sea turtle conservation in a feeding area. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 20., 2000. Orlando. **Proceedings...**, Miami: U.S.Department of Commerce, 2000. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC.

GODFREY, M. H.; D'AMATO, A. F.; MARCOVALDI, M. Â.; MROSOVSKY, N. Sex ratios of hatchling hawksbill turtles from Bahia, Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 19., 1999, Texas. **Proceedings...**, Miami:.U.S. Department of Commerce. 2000, p.19. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443

GODFREY, M. H.; GHIZONI JR, I. R.; SANTOS, A. S. Continued thermal monitoring of Praia do Forte, Bahia, Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 20., 2000, Orlando. **Proceedings...**, Miami:.U.S. Department of Commerce. 2000. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC

MARCOVALDI, M. Â.; BELLINI, C.; CASTILHOS, J. C. de; SILVA, A. C. C. D. da; GALLO, B. M. G.; BAPTISTOTTE, C.; LIMA, E. H. S. M.; LIMA, E. P.; SANCHES, T. M.; THOMÉ, J.; PATIRI, V. J. A. Educational campaign to reduce the impact of artificial light on sea turtle nesting beaches in Brazil. In: Proceedings...., Miami: U.S. Department of Commerce, 2000. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC.ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 20., 2000, Orlando. **Proceedings....**, Miami: U.S. Department of Commerce, 2000. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC.

MARCOVALDI, M. Â.; SILVA, A. C. C.D. da; GALLO, B. M. G.; BAPTISTOTTE, C.; LIMA, E. P.; BELLINI, C.; LIMA, E. H. S. M.; CASTILHOS, J. C. de; THOMÉ, J. C. A.; MOREIRA, L. M. de P.; SANCHES, T. M. Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brasil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 19., 1999, Texas. **Proceedings...**, Miami: U.S. Department of Commerce, 2000, p. 164-166. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443

MATUSHIMA, E. R., LONGATTO FILHO, A., LORETTO, C. di. KANAMURA, C. T., GALLO, B., BAPTISTOTTE, M. C. Cutaneous papillomas of green turtles: A morphological and immunohistochemical study in brazilian specimens. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 19., 1999, Texas. **Proceedings...**, Miami: U.S. Department of Commerce. 2000, p. 237-239. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-443

MORISSO, E. D. P.; KRAUSE, L. Análise do manejo, sucesso de postura e eclosão de Dermochelys coriacea (Linnaeus,1766) no Espírito Santo, Brasil-Dados Preliminares. In: CONGRESO IBEROAMERICANO DE BIODIVERSIDAD Y ZOOLOGIA DE VERTEBRADOS, 9., 2000. Buenos Aires. **Livro de Resumos...**, Buenos Aires : Museo Bernardino Rivadavia, 2000. p.76.

Eventos Nacionais

BAPTISTOTTE, C. Oficina de papel reciclado de Regência - Educação e Cidadania. In: ENCONTRO NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NO ENSINO FORMAL, 2., 2000. [S.l.]. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 2000.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Guia prático de identificação da fauna marinha em Fernando de Noronha: Primeira experiência brasileira na produção de um produto para interpretação submarina em PVC submergível. In: ENCONTRO NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 13., 2000. Itajaí. **Anais...**, Itajaí: UNIVALI, 2000, p.349-351

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; BARROS,V. M. G.; SANCHES, R.; OLIVEIRA, F. L. dos C. Temporada reprodutiva da tartaruga marinha Chelonia mydas em Fernando de Noronha, PE, Brasil- Campanha: 96/97. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 23., 2000. Cuiabá. **Anais...**,[S.l.: s.n.], 2000.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; LIMA, R. P. de. Temporada reprodutiva da tartaruga marinha Chelonia mydas em Fernando de Noronha, PE, Brasil-Campanha: 98/99. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 23., 2000. Cuiabá. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 2000.

GALLO, B. M.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J. H.; BARATA, P. C. R. A base do Projeto TAMAR - IBAMA em Ubatuba (Estado de São Paulo, Brasil): Conservação das tartarugas marinhas em uma área de alimentação. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 13., 2000. Itajaí. **Anais...**, Itajaí: UNIVALI, 2000, p.500-502.

MARCOVALDI, M. A.; SILVA, A. C. C. D.; GALLO, B. M. G.; BAPTISTOTTE, C.; VIEITAS, C. F.; BELLINI, C.; LIMA, E. H. S. M.; CASTILHOS, J. C. A. de.; SANCHES, T. M. "Atuação do projeto TAMAR-IBAMA em áreas de alimentação das tartarugas marinhas do Brasil". In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 13., 2000, Itajaí. **Anais...**, Itajaí: UNIVALI, 2000, p.497-499.

REZENDE-PINTO, F. M.; MORISSO, E. D. P.; VERRASTRO, L. Temporada reprodutiva 1999/2000 de tartaruga marinha Caretta caretta e Dermochelys coriacea na Base de Comboios do Projeto Tamar Ibama, Linhares, Espírito Santo - Dados Preliminares. In: SALÃO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 12., Porto Alegre. **Resumos...**, [S.l.:s .n.], 2000.

SILVA, A. C. C. D.; FRAGA, R. T.; PATIRI, V. J. A.; CARDOSO, T. M.; BEZERRA, J. C.; OLIVEIRA, F. L. das C. Ostreicultura comunitária de Ponta dos mangues/ SE - implantação de alternativas econômicas sustentáveis. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 2., 2000. Salvador. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 2000, p.133-135.

Livros e Capítulos de Livros

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR Assim nasceu o Projeto TAMAR/ Fundação Pró- TAMAR. Salvador- Ba , 2000. 93 p. il.

Publicações Especiais Internas

Manual de Artes de Pesca que Capturam Tartarugas Marinhas em: São Paulo, Espírito Santo, Bahia, Sergipe, Ceará e Fernando de Noronha.2000. Projeto TAMAR-IBAMA. Outubro, 27pp.

Portifólio Projeto TAMAR-IBAMA. Realização Fundação Pró-TAMAR. 11p.ilust.

TAMAR 20 ANOS. Revista editada pela Coordenadoria de relações públicas da PETROBRAS. 2000. 23 p.

Dissertações de Mestrado

ANTAR, P. 2000. 163f. **Estudo sobre a biologia e manutenção de neonatos de tartarugas marinhas** Caretta caretta **(Linnaeus, 1758), Cheloniidae, em cativeiro.** Dissertação de mestrado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, SP, 2000.
Disponível na Base: Espírito Santo

Monografias

REZENDE-PINTO, F. M. 2000. 64f. **Temporada reprodutiva 1999/2000 da tartaruga marinha** Caretta caretta **(LINNAEUS,1758)Na base de Comboios do Projeto Tamar-Ibama, Linhares ES.** Monografia (Graduação). Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2000.
Disponível na Base: Espírito Santo

Boletins TAMAR

TAMAR, 2000. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano IV, Número 12, Julho.

TAMAR, 2000. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano IV, Número 13, Outubro.

Loggerhead Turtle Tagged in Brazil Found in Uruguay

Antonio de Padua Almeida[1,2], Cecília Baptistotte[1,3] & José Alberto P. Schineider[4]

[1]*Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 105, Linhares, ES, CEP 29900-970, Brazil*

[2]*E-mail tamarespi@escelsa.com.br*

[3]*E-mail: tamarestec@zaz.com.br*

[4]*Universidade Federal do Espírito Santo, Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas, Campus Goiabeiras, Av. Fernando Ferrari, S/N CEP 29060-900, Brazil.*

An adult female loggerhead turtle (*Caretta caretta*), which was tagged on Pontal do Ipiranga beach, Linhares, in the state of Espírito Santo, Brazil (19°14 S, 39°41 W), was found dead at Punta del Diablo, Rocha, Uruguay (34°03 S, 54°30 W), following a strong coastal storm on the 18th April 1999. The turtle had been recorded nesting on the beach at Pontal do Ipiranga on the 7th November 1991, during a regular beach patrol by members of Projeto TAMAR. The turtle was tagged with uniquely numbered tags (style 681 monel tag, National Band Co.) on both front flippers.

This is the third long-range tag recovery for loggerhead turtles tagged on the coast of Espírito Santo. Bolten et al. (1990) reported that a juvenile released at the Comboios Biological Reserve, on the northern coast of Espírito Santo (19°38 S, 39°49 W), on the 26th February 1986 was recaptured on the 17th June 1989, off the coast of Azores Archipelago (39°24 N, 28°08 W). That turtle, however, had been raised in captivity since it hatched on the 27th February 1985 and also had been released at an unnatural site for its age class. As suggested by these authors, these factors may have resulted in an abnormal migratory behavior. Marcovaldi et al. (1999) reported that a turtle found stranded in Rio de Janeiro, Brazil (22°54 S, 43°04 W), had been tagged on Povoação beach, Linhares, ES, Brazil (19°22 S, 39°48 W), in November 1995.

Although these data are relatively sparse, they do suggest that sea turtles from Espírito Santo can migrate long distances. This reinforces the importance for regional and international cooperation in achieving success in conservation efforts for sea turtles in Brazil and elsewhere.

Acknowledgements: Projeto TAMAR is sponsored by Petrobras, affiliated with IBAMA, and comanaged by the Fundação Pró-TAMAR; in Espírito Santo, several TAMAR stations receive local support from the municipality of Linhares. We are grateful to Ricardo Praderi, research associate of the National Museum of Natural History in Montevideo, who provided the information about this turtle in Uruguay. Special thanks to Milagros López for helping us with the contacts from Uruguay, and to Matthew Godfrey, for comments.

BOLTEN, A.B, H.R. MARTINS, M.L. NATALI, J.C. THOMÉ & M.A. MARCOVALDI. 1990. Loggerhead released in Brazil recaptured in Azores. Marine Turtle Newsletter 48:24-25.

MARCOVALDI, M.A., A.C.C.D. da SILVA, B.M.G GALLO, C. BAPTISTOTTE, E.P. LIMA, C. BELLINI, E.H.S.M. LIMA, J.C. de CASTILHOS, J.C.A. THOMÉ, L.M. de P. MOREIRA &

T.M. SANCHES. In press. Recaptures of tagged turtles from nesting and feeding grounds protected by Projeto TAMAR-IBAMA, Brazil. Proceedings of the 19th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation Proceedings, South Padre Island.

ALMEIDA, A de P.; BAPTISTOTTE, C.; SCHINEIDER, J.A.P. Loggerhead turtle tagged in Brazil Found in Uruguay. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.87, p.10, 2000.

Hawksbill Turtle Tagged in Brazil Captured in Gabon, Africa

Claudio Bellini[1], Taisi Maria Sanches[2] & Angela Formia[3]
[1]*Projeto TAMAR-IBAMA CP 50 - Fernando de Noronha PE Brazil - 53990-000 (E-mail: tamarfn@elogica.com.br)*
[2]*Fundação Pró-TAMAR CP 50 - Fernando de Noronha PE Brazil - 53990-000 (E-mail: tamarfnt@elogica.com.br)*
[3]*School of Biosciences, Cardiff University, Cathays Park, Cardiff CF1 3TL, UK (E-mail: formiaa@cardiff.ac.uk)*

On the 2nd of April, 1999, a fisherman of Cap Esterias, Gabon, turned in a tag (number BR15415) to sea turtle researchers working on a genetics project in West and Central Africa. The number was traced back to Projeto TAMAR-IBAMA (National Sea Turtle Conservation Program of Brazil), which has been tagging turtles as part of its conservation programme since its inception in 1980. This particular tag came from a sub-adult hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) first captured and tagged on 26th of November, 1994, in Sueste Bay on the archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. Since 1987, members of Projeto TAMAR-IBAMA in Fernando de Noronha have been conducting a mark and recapture study of free swimming marine turtles - hawksbill and green (*Chelonia mydas*)- on their feeding grounds in order to collect biometric data and study patterns of growth (Sanches & Bellini 1999). In 1994 the curved carapace length (CCL) of this turtle was recorded as 74 cm, and curved carapace width (CCW) as 65 cm. The turtle was recapture 6 times in the same bay, the last being on August 20, 1995, when its CCL measured 75.5 cm and its CCW 65.5 cm, with a total weight of 40 kg. The original tags were replaced with BR15415 during the last recapture of this turtle in the waters of the archipelago. All tags were made from inconel, and the tag recovered in Gabon was clean and in good shape. The fisherman in Gabon suggested that the turtle was female. The minimum straight line distance between its feeding grounds in Fernando de Noronha and the site of capture in Gabon is 4669 km.

Cap Esterias is at the south end of the Bay of Corisco, which covers an area of approximately 1570 square kilometers between Equatorial Guinea and Gabon. This bay has been identified as a foraging ground for the green turtle, common here throughout the year, along with occasional hawksbill, leatherbacks (*Dermochelys coriacea*) and olive ridleys (*Lepidochelys olivacea*). Unfortunately, all species suffer heavy exploitation from local fishermen who use special nets, harpoons and underwater guns to capture them. Every year, hundreds of Corisco's turtles are sold in the markets of big cities such as Libreville (Gabon) and Bata (Equatorial Guinea). The hawksbill bearing the TAMAR tag was captured near an islet in the bay, known as Mbaye, by a fishermen belonging to the Benga tribe, which relies on turtles as a source of income. Hawksbill nesting has not been confirmed at the beaches around the Bay of Corisco, but more extensive surveys are still needed. Confirmed hawksbill nesting sites in the region include: Pointe Pongara, Gabon (approximately 70 km from the capture site) (Sounguet pers. comm.), São Tomé and Príncipe (250-300 km), southern Bioko Island, Equatorial Guinea (280 km) (Aguirre 1998) and the region of Gamba, Gabon (400 km) (Fretey 1997).

In Gabon and Equatorial Guinea, efforts are being made to increase awareness of the fishermen

of the importance of tag recoveries and to encourage them to turn tags over to researchers. In addition, several small local projects, with the co-ordination of PROTOMAC (Protection de Tortues Marines d'Afrique Centrale), have begun to implement sea turtle protection programmes throughout the Gulf of Guinea. It is recognized that conservation efforts in one region could be rendered useless by exploitation in another part of the range and that only through the concerted efforts of all nations within a population's range can protection be fully effective.

In 1990, another subadult hawksbill turtle (CCL 74 cm; 40 kg) which had been tagged by Projeto TAMAR was captured and killed in Dakar, Senegal. The turtle had been marked in Atol das Rocas, which lies some 80 miles from Fernando de Noronha, and is another important Atlantic island feeding area monitored by Projeto TAMAR. The minimum distance between Atol das Rocas and Dakar is 2735 km (Marcovaldi & Filippini 1991).

Conservation programmes on both sides of the Atlantic must collaborate in order to improve their knowledge of turtle distribution and movements and to protect their shared natural resources.

Projeto TAMAR-IBAMA is currently collaborating with the researchers at the University of Florida in a study of the mtDNA haplotype frequency and distribution of the population of hawksbill turtles in Fernando de Noronha. The results will help discover which nesting populations are contributing individuals which feed but do not nest in on the archipelago. A similar study is in progress at Cardiff University, to determine the genetic structure of the feeding and nesting populations in West and Central Africa.

Acknowledgements: Lisa Molloy (Africa Program Wildlife Conservation Society), Madola (Cap Esterias, Gabon), Bartolo Hinestrosa (Corisco Island, Equatorial Guinea), Guy Philippe Sounguet (Aventures Sans Frontieres, Gabon) and Matthew Godfrey for help in communication.

Tomás, J., J. Castroviejo & J.A. Raga. 1999. Sea Turtles in the South of Bioko Island (Equatorial Guinea). Marine Turtle Newsletter 84:4-6.

FRETEY, J., 1997. Statut des tortues marines en Afrique de L'Ouest: 1. Gabon. Evaluation de la situation – recommendations. Unpublished report.

MARCOVALDI, M.Â. & A. FILIPPINI. 1991. Trans-Atlantic movement by a juvenile hawksbill turtle. Marine Turtle Newsletter, 52:3.

SANCHES, T.M. & C. BELLINI. 1999. Juveniles *Eretmochelys imbricata* and *Chelonia mydas* in the Archipelago of Fernando de Noronha, Brazil. Chelonian Conservation and Biology, 3(2): 308-311.

BELLINI, C.; SANCHES, T.M.; FORMIA, A. Hawksbill turtle tagged in Brazil captured in Gabon, Africa. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.87, p.11-12, 2000.

Update on the nesting population of loggerhead sea turtles monitored by Projeto TAMAR-IBAMA, Praia do Forte, Bahia, Brazil

Alexsandro Sant' Ana Santos, Maria Angela Marcovaldi, & Matthew Howland Godfrey
Projeto TAMAR-IBAMA & *Fundação Pró-TAMAR*
Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia 40210-970, Brazil
(E-mail: protamar@e-netcom.br)

Projeto TAMAR-IBAMA is the national sea turtle conservation program in Brazil. Soon to reach its 20th year of existence, Projeto TAMAR-IBAMA is a network of over 20 conservation and research stations spread out over the continental coast and oceanic islands in 8 separate states in Brazil. Currently, over 400 local people are employed by the organization, and among its many commitments are community participation and development. Future plans include greater integration of community members in the program and greater self-sufficiency (Marcovaldi & Marcovaldi 1999).

The research and conservation station at Praia do Forte, in Bahia (12°34'56"S, 38°00'02"W), was one of 3 original stations founded in 1982 (Comboios, in Espírito Santo; and Pirambu, in Sergipe being the other two). Data on nesting female turtles and their nests have been collected yearly, and a hatchery was erected to incubate eggs laid in areas which could not be left in place, due to heavy use by tourists or intense night-time lighting from nearby houses or hotels. In 1987, data collection on all nesting beaches monitored by Projeto TAMAR-IBAMA was standardized, thereby facilitating comparisons among both areas and years.

The area monitored by the base of Praia do Forte is visited mainly by loggerhead sea turtles, with hawksbills, olive ridleys, and green turtle nests also occurring, in descending order of incidence. Marcovaldi and Laurent (1996) presented data from 6 seasons of monitoring, and compared the hatching success of nests incubated in hatcheries with those left in situ. Here we present another 6 seasons of data for loggerhead turtles, again comparing emergence rates of nests subject to different management techniques. We also analyze the numbers of nests laid per year, to look for trends in the size of the nesting population. A general description of hawksbill nesting in the area was presented by Marcovaldi et al. (1999).

Materials and Methods: The details of this area were described by Marcovaldi and Laurent (1996), with 3 important differences made in the management plan since 1992/93 (discussed below). To briefly summarize, the area monitored by the base of Praia do Forte currently covers about 50 kilometers of nesting beach, running north from the Jacuipe river up until the Sauipe river (Figure 1), and is divided by several smaller rivers in between. The nesting

beaches are classified as being part of either an Intensive Study Area (ISA) or a Conservation Area (CA). The ISA, which is roughly 30 kilometers long, is monitored daily by biologists and/or local community residents trained by Projeto TAMAR-IBAMA. The majority of nests are left to incubate *in situ*, after being located, marked, and covered with a protective wire mesh (minimum mesh size 7cm to allow hatchlings to leave the nest) as a means to protect against predation by the crab-eating fox (*Cerdocyon thous*). After 45 days of incubation, nests are monitored daily for signs of hatching emergence, indicated by a mass of hatchling tracks emerging from the top of the nest (almost always, the majority of hatchlings emerge on the same night). At the first sign of emergence, the nests are opened to verify species, to count number of live hatchlings produced (estimated by counting the number of empty egg shells remaining in nest, minus any dead pipped hatchlings), and to count total number of eggs (live hatchlings plus dead pipped hatchlings plus unhatched eggs). Any live hatchlings found remaining in the nest are immediately released to the sea. Occasional nightly patrols are made in the ISA, and any nesting females encountered are tagged with monel tags (#681, National Band Co.), and length and width of the carapace (over the curve) are recorded.

The CA, roughly 20 km long, is divided into 4 sections of 5 km, each patrolled once daily by local community members hired by Projeto TAMAR-IBAMA. These areas are heavily populated and developed, making it nearly impossible to guarantee the safety of developing eggs on the beach. All nests laid the previous night are located and transferred to Styrofoam boxes (one nest per box), with a minimum of rotational movement of the eggs (Blanck & Sawyer 1981). All boxes are brought to set transfer points, and brought to the central open-air hatchery, where the majority are reburied within 8 hours of being laid.

Since the 1992/93 nesting season, which was the final nesting season presented by Marcovaldi and Laurent (1996), there have been 3 important changes in the management program in Praia do Forte, as follows: a) at the start of the 1994/95 nesting season the area of coverage in the CA was increased 7 km by the addition of the beach at Jacuipe, in the south; b) the beaches in Santo Antonio and Porto Sauipe are in transition from CA to ISA, with the majority of the nests being left in situ; c) a third management option was added in 1994/95 season in which some nests which required relocation were transferred to locations on the nesting beach, rather than to the central hatchery (Marcovaldi & Barata 1998). This occurs only in the ISA; all nests in the CA continue to be transferred to the central hatchery at the research station in Praia do Forte.

For data analysis, values for nest hatching success (number of live hatchlings divided by total number of eggs) were transformed using the arcsine transformation prior to analysis of variance followed by the Bonferroni post-hoc test (Zar 1996). For nesting trends over time, data from Jacuipe were excluded from the regression analysis in order to maintain consistency in monitoring effort since 1987.

Results. The overall number of loggerhead nests laid during the 12 nesting seasons was 4803, and the total number of hatchlings produced was 391,348. The ratio of false crawls to successful nests was 29.6% (Table 1). The yearly number of false crawls was determined only for Praia do Forte beach (14 km), since this was the only area surveyed in which data on false crawls have been recorded since 1987, although it was nearly impossible to identify species for this behaviour. Therefore, the ratio of false crawl to nest for loggerheads probably is slightly exaggerated, since false crawl data also include hawksbill, olive ridley, and green turtles which also nest in Praia do Forte. For the 1997/98 and 1998/99 nesting seasons, 29% of nests laid (and for which data on species was recorded) on Praia do Forte beach were from species other than loggerheads.

There was yearly variation in the number of nests laid by loggerhead turtles in the areas monitored by the Praia do Forte base of Projeto TAMAR-IBAMA (Figure 2). Regression analysis of the numbers of nests laid per year (excluding those laid in Jacuipe) revealed that the slope was not significantly different from zero ($p=0.15$), indicating that there was neither an increase or decrease in numbers of nests over time (regression equation: $Y=5.03X - 61.60$; $r^2 = 0.20$).

In terms of management techniques, analysis of variance revealed mat there was a significant difference in hatching success of nests subject the three different management techniques ($F=38.52$, $p<0.0001$) (Table 2). The Bonferroni post hoc test showed that nests left in situ had significantly higher hatching success than both nests relocated to the hatchery ($t=8.60$, $p<0.001$) or nest relocated to the beach ($t=5.18$, $p<0.001$). Although nests relocated to the natural nesting beach had a slightly higher hatching success than those moved to the hatchery, it was not significantly different ($p>0.05$).

Discussion:

Although there have been changes in management procedures in the last 12 nesting seasons, overall the basic strategy has been to protect nesting females and their incubating eggs on the beaches monitored by Praia do Forte base of Projeto TAMAR-IBAMA. The pattern of yearly number of nests laid by loggerhead turtles suggests that the population is stable, although care must be taken when extrapolating from nest numbers to population size (Ross 1997). For instance, the number of nests per year may reflect previous environmental conditions on the feeding grounds, rather than short-term trends in population size (Limpus & Nicholls 1987). Nevertheless, at the current time the only available estimator of population size is annual number of nests laid (Godfrey 1997; Gerrodette & Taylor 1999).

A stable nesting population is likely to be an improvement of the situation encountered in the late 1970s, when initial surveys on sea turtle activities revealed a history of consumption of nesting sea turtles and their eggs by local coastal residents (Marcovaldi & Marcovaldi 1999). Although not formally organized, use of sea turtles was widespread enough to pose a serious threat to

the survival of local populations. With the founding of Projeto TAMAR-IBAMA in 1980, public education campaigns were mounted, and all sea turtles were protected by Brazilian national law in 1986. Since then, almost all use has been eradicated, and the reproductive cycle of sea turtles on the principal nesting beaches has been protected. Given that maturation of loggerhead turtles is probably on the scale of several decades (Frazer & Ehrhart 1985), an increase in nesting population (as indicated by an increase in annual number of nests laid) is not expected at this time. Monitoring will continue into the next decade, and it is hoped that indications of a population increase will be seen in the future.

In terms of management strategies, the statistical analysis showed that there was no significant difference in hatching success between nests relocated to the central hatchery and nests relocated to areas on the natural nesting beach. However, there are other benefits to relocation to the natural nesting beach besides hatching success. For instance, relocation to the natural nesting beach is much less labor-intensive, as transportation time and its potential disturbance of the eggs are minimized, and egg incubation in the hatchery requires daily care and maintenance (e.g. Naro-Maciel et al. in press). Finally, in terms of emergence and seafinding, the hatchlings from nests relocated to the nesting beach encounter a natural situation, unlike in the hatchery, where the turtles are retained by mesh nets prior to counting and immediate release by biologists. Therefore, in general terms, the relocation of nests to natural nesting beaches is a more desirable management technique.

Unfortunately, it is not always possible to relocate nests to the natural nesting beach, for various reasons. One threat to nests in the CA is the heavy use by tourists, and the possibility that clutches will be damaged inadvertently by people on the beach. Another problem is the excessive use of artificial lights near the nesting beach, where housing or development was already established before Projeto TAMAR-IBAMA was created. Emerging hatchlings, which use differences in light as cues to find the sea (Salmon et al. 1992), are attracted to artificial lights that reach the beach (Witherington & Bjorndal 1991). This disruption in seafinding is a danger, because often as a result the hatchlings never reach the sea. Although the best possible solution would be to reduce the level of artificial lighting, at the current time this is not possible. Projeto TAMAR-IBAMA is working on the problem of photopollution, and aims to minimize as much as possible the impact of artificial lights on sea turtles.

Management and conservation of marine turtles at the Projeto TAMAR-IBAMA base of Praia do Forte is flexible, responding to changes and new approaches. The introduction of the technique of relocating clutches to safer areas on the nesting beach has resulted in higher emergence rates and hence more hatchlings. In addition, the expansion of the ISA to include the beaches of Santo Antonio and Porto Sauipe resulted in greater numbers of nests left in situ, also producing a higher percentage of hatchlings than those moved to the hatchery. This change is part of a larger philosophical effort to maintain as many

nests in situ as possible. This has been possible largely through the public education campaigns mounted by Projeto TAMAR-IBAMA, which has increased conscientiousness of local people with respect to sea turtles. It is hoped that with more time, greater numbers of nests can be left in situ.

Acknowledgements:
The last 12 years of field work at the base of Praia do Forte would not have been possible without the commitment of dozens of interns, biologists, and local *tartarugueiros*. We especially thank Adriana F. D'Amato. Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA, comanaged by the Fundação Pró-TAMAR, and is officially sponsored by Petrobras. Financial support for MHG came from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada.

Literature cited:

BLANCK, C.E. & R.H. SAWYER. 1981. Hatchery practices in relation to early embryology of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta* (Linné). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology. 49: 163-177.

FRAZER, N.B. & L.M. EHRHART. 1985. Preliminary growth models for green, *Chelonia mydas*, and loggerhead, *Caretta caretta*, turtles in the wild. Copeia 1985(1): 73-79.

GERRODETTE, T. &. B.L. TAYLOR. 1999. Estimating population size. Research and management techniques for the conservation of sea turtles. In: K.L. Eckert, K.A. Bjorndal, F.A. Abreu-Grobois, & M. Donnelly (Eds.) IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Publication No. 4, pp. 67-71.

GODFREY, M.H. 1997. More scrutiny on numbers of nesting female ridley turtles in Mexico. Marine Turtle Newsletter 76: 17-18.

LIMPUS, C.J. & N. NICHOLLS. 1988. The Southern Osculation regulates the annual number of green turtles *(Chelonia mydas)* breeding around northern Australia. Australian Journal of Wildlife Research 15: 157-161.

MARCOVALDI, M.Â. & A. LAURENT. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2(1): 55-59.

MARCOVALDI, M.Â. & P.C.R. BARATA. 1998. Nesting biology of the sea turtle *Caretta caretta* at Praia do Forte, Bahia, Brazil. In: R. Byles and Y. Fernandez (Eds.). Proceedings of the sixteenth annual symposium on sea turtle biology and

conservation, 28 February - March 1, 1996, Hilton Head, South Carolina. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-412. pp. 95-97.

MARCOVALDI, M.Â. & G.G. MARCOVALDI. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35-41.

MARCOVALDI, M.Â., C.F. VIEITAS & M.H. GODFREY. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 3 (2): 301-307.

NARO-MACIEL, E., N. MROSOVSKY, & M.Â. MARCOVALDI. In press. Thermal profiles of sea turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. Chelonian Conservation and Biology.

ROSS, J.P. 1997. Caution urged in the interpretation of trends at nesting beaches. Marine Turtle Newsletter 74: 9-10.

SALMON, M., J. WYNEKEN, E. FRITZ, & M. LUCAS. 1992. Seafinding by hatchling sea turtles: role of brightness silhouette, and beach slope as orientation cues. Behavior 122: 56-77.

WITHERINGTON, B.E. & K.A. BJORNDAL. 1991. Influences of artificial lighting on the seaward orientation of hatchling loggerhead turtles (*Caretta caretta*). Biological Conservation 55: 139-149.

ZAR, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. Prentice Hall, London. 718pp.

Table 1. Yearly number of loggerhead nests laid in areas monitored by the Praia do Forte base of Projeto TAMAR-IBAMA.

Nesting season	Nests laid for all beaches (50km)*	Nests laid in Praia do Forte beach (14km)	False crawls in Praia do Forte beach	Ratio False crawl: nests†
1987/88	284	149	38	25.50
1988/89	332	117	23	19.66
1989/90	277	122	28	22.95
1990/91	332	120	37	30.83
1991/92	348	113	14	12.39
1992/93	366	120	21	17.50
1993/94	335	127	69	54.33
1994/95	433	136	33	24.26
1995/96	600	187	68	36.36
1996/97	540	126	34	26.98
1997/98	541	154	48	31.17
1998/99	415	147	66	44.90
total	4803	1618	479	29.60

*From 1987/88 to 1993/94, area of monitoring was only 43 km (see text)

† For the majority of false crawls, species of turtle was not identified. Therefore, these values are probably inflated, as they include false crawls of hawksbill, olive ridley, and green turtles.

Table 2. Mean hatching success for loggerhead nests laid on beaches monitored by the Projeto TAMAR-IBAMA station of Praia do Forte, between the 1994/95 and 1998/99 nesting seasons. Analysis of variance of the three types of management used showed that there was a significant difference between nests left in situ and each of the other two situations ($p<0.001$ in both cases).

	In situ	Transferred to Beach	Transferred to Hatchery
mean	74.01	67.24	65.62
SEM	1.04	1.53	0.89
n	874	393	1149

Figure Legends:

Figure 1.
Schematic map of the nesting beaches (in bold) which are monitored by the Projeto TAMAR-IBAMA base of Praia do Forte. The beach of Jacuipe was added in 1994/95 nesting season. The location of the central open-air hatchery, to where all clutches laid in the Conservation Area are moved for incubation, is indicated by the arrow.

Figure 2. Numbers of loggerhead clutches laid per nesting season on beaches monitored by the Projeto TAMAR-IBAMA base in Praia do Forte, Bahia, Brazil. White bars from 1994/95 onwards represent nests laid in Jacuipe, which was added to the area covered by the base at that time.

Figure 1.

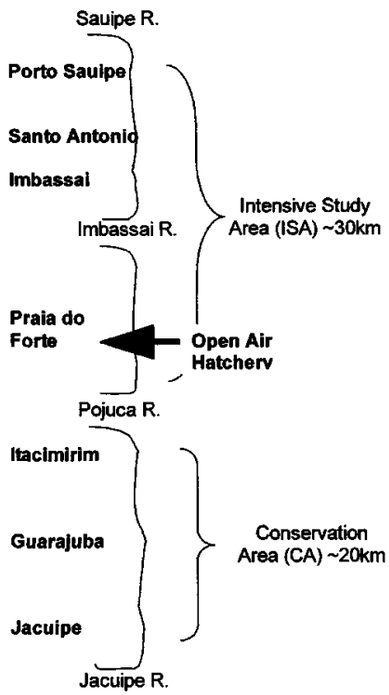
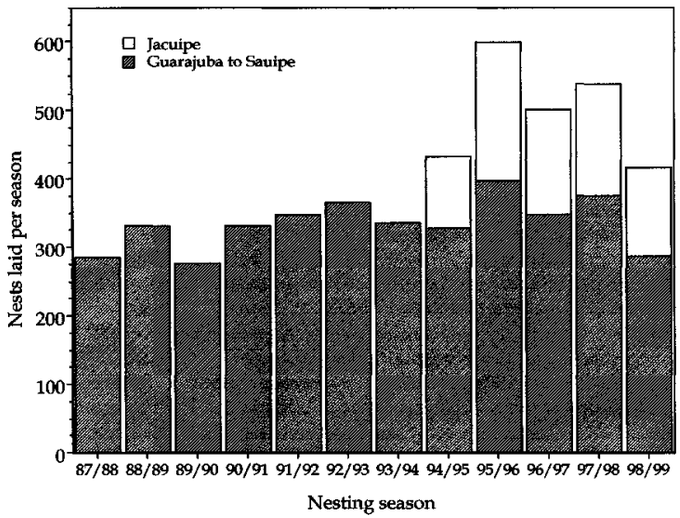

Sauipe R.
Porto Sauipe
Santo Antonio
Imbassai
Imbassai R.
Intensive Study
Area (ISA) ~30km
Praia do
Forte
Open Air
Hatcherv
Pojuca R.
Itacimirim
Guarajuba
Jacuipe
Conservation
Area (CA) ~20km
Jacuipe R.

Figure 2.


Jacuipe
Guarajuba to Sauipe
Nests laid per season
600
500
400
300
200
100
0
87/88 88/89 89/90 90/91 91/92 92/93 93/94 94/95 95/96 96/97 97/98 98/99
Nesting season

REPRODUCTIVE BIOLOGY AND CONSERVATION STATUS OF THE LOGGERHEAD SEA TURTLE (*Caretta caretta*) IN ESPÍRITO SANTO STATE, BRAZIL

CECÍLIA BAPTISTOTTE[1], JOÃO C. A. THOMÉ[1], AND KAREN A. BJORNDAL[2]

[1]*Projeto TAMAR-IBAMA. Avenida Paulino Müller 1111, Vitória, ES – 29042-571, Brazil*

[Fax: +55-27-3222-1417 ; E-mail: cecilia@tamar.org.br];

[2]*Archie Carr Center for Sea Turtle Research and Department of Zoology,*

University of Florida, Gainesville, Florida 32611 USA

ABSTRACT. – **The reproductive biology of loggerheads nesting in Espírito Santo, Brazil, is evaluated for six nesting seasons (1991/1992 through 1996/1997), through data gathered by Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian sea turtle conservation program. Mean curved carapace length of nesting females was 102.7 cm (n=198). Mean clutch size for clutches with more than 50 eggs was 119.7 (n=3664), and clutch size was significantly correlated with female body size. Management practices had significant effects on hatching success and incubation time. Mean hatching success of nests left *in situ* was 68.3% (n=879), of undepredated nests left *in situ* was 79.9% (n=751), and of nests moved to hatcheries and not depredated was 67.7% (n=2786). For nests moved to hatcheries, hatching success declined significantly with increasing time interval between oviposition and transfer to the hatchery. Mean incubation time was 59.5 days for nests left *in situ* (n=572) and 57.2 days for nests moved to hatcheries (n=2179). Incubation time declined significantly throughout the nesting season as temperatures increased; we conclude that sex ratio of hatchlings also shifts to more females as the season progresses. There was significant annual variation for all parameters. A short review of the conservation status of loggerheads in Espírito Santo**

State is also presented.

KEY WORDS. – Reptilia; Testudines; Cheloniidae; *Caretta caretta*; sea turtle; reproduction; conservation; Brazil

Five species of sea turtles nest in Brazil: loggerheads (*Caretta caretta*), green turtles (*Chelonia mydas*), hawksbills (*Eretmochelys imbricata*), olive ridleys (*Lepidochelys olivacea*), and leatherbacks (*Dermochelys coriacea*). The loggerhead accounts for about 80% of the nesting on Brazilian continental beaches. The beach along northern Espírito Santo State and the contiguous extreme southern Bahia State is the second largest nesting area for loggerheads in Brazil, next to the northern coast of Bahia State. In Espírito Santo State, apart from Trindade island, 1200 km offshore, which has a relatively large green turtle nesting colony (Moreira et al., 1995), loggerheads account for approximately 95% of sea turtle nesting.

Projeto TAMAR, the Brazilian sea turtle conservation program, is affiliated with IBAMA (Brazilian Institute of Environment and Renewable Natural Resources, a branch of the Brazilian government) and co-managed by Fundação Pró-TAMAR, an NGO. Projeto TAMAR began its activities in 1980 and now has 22 stations along the Brazilian coast and on oceanic islands, monitoring both nesting beaches and feeding areas. Projeto TAMAR started working in Espírito Santo State in 1982, initially at Comboios beach and gradually extending its activities in that state. Now, Projeto TAMAR has five stations in Espírito Santo, monitoring 194 km of nesting beaches. Besides beach monitoring, Projeto TAMAR conducts environmental conservation and educational activities with coastal communities.

This study focuses on loggerhead nesting biology in Espírito Santo State using data

gathered from the year 1991/1992 through the year 1996/1997. We describe the spatial and temporal distribution of nests; evaluate annual variation in female body size, clutch size, incubation time, and hatching success; and assess the effect of management practices on incubation time and hatching success. Finally, a review of the conservation status of loggerheads in Espírito Santo State is presented.

METHODS

Study Area and Duration. — The study area is located on the north coast of Espírito Santo State, Brazil, runs in a north-south direction, and has a total length of 194 km between Barra do Riacho River (19º 40' S) and Riacho Doce River (18º 20' S) (Fig. 1). The area is divided into five sections, each monitored by a TAMAR station: Comboios (CB), Povoação (PV), Pontal do Ipiranga (PG), Guriri (GU) and Itaúnas (IA) (Fig. 1). The nearest other significant nesting beaches for loggerheads in Brazil are located 1000 km north in northern Bahia State and 400 km south in Atafona, Rio de Janeiro State.

According to Koeppen's classification (de Blij and Muller, 1993), the climate in the study area is predominantly "Aw," (i.e., tropical with hot and rainy summers), except for the northernmost beaches (Itaúnas and Conceição da Barra), which have an "Am" climate (i.e., tropical with drier climate than "Aw"). In the coolest month (July), the mean air temperature is 21.2°C (mean minimum 17.1°C, mean maximum 25.5°C). In the warmest month (January), the mean air temperature is 25.4°C (mean minimum 21.5°C, mean maximum 29.7°C). Precipitation in the area is between 950 and 1380 mm/yr and is higher in summer than in winter. The coastline is covered by halophyllous-psammophyllous plant communities, composed mainly of *Mariscus pedunculatus*, *Panicum racemosum*, *Ipomoea pes-caprae*, *Ipomoea littoralis*, and *Blutaparom portucaloides* (Thomaz, 1991). Most of the beaches in the area, which is part of the

Rio Doce coastal plains, are high energy beaches with steep profiles and coarse sand. Those in the northernmost area are lower energy beaches with finer sand.

The nesting season for loggerheads in Brazil is from September to March, and so each year is denoted by a two-year code, e.g., 1991/1992. Although Projeto TAMAR began its activities in Espírito Santo in Comboios in 1982, the entire region has only been monitored since 1991. Therefore, only data from 1991/1992 through 1996/1997 will be presented here.

Monitoring Activities. — The goal was to leave every nest *in situ*. However, some nests were transplanted for several reasons: risk of beach erosion or tidal flooding, risk of human or animal predation, and difficulty or impossibility of completely monitoring the beach due to difficult access or limited financial resources. The northernmost 15 km of the beach monitored by the Comboios station is an Intensive Study Area (Marcovaldi and Laurent, 1996), where monitoring is carried out daily both at night and early in the morning by Projeto TAMAR technical personnel. In this area, which has been declared a biological reserve (Biological Reserve of Comboios), all nests are left *in situ*, except those threatened by beach erosion or tidal flooding. In other parts of the study area, called "conservation areas" (Marcovaldi and Laurent, 1996), monitoring is carried out early in the morning by TAMAR technical personnel or by local fishermen who are hired by TAMAR and work under the supervision of TAMAR's technical personnel. In these areas, some nests are kept *in situ*, but most clutches are transferred either to open-air beach hatcheries or, infrequently, to another spot on the beach if a problem occurs during transport of the clutch to the hatchery.

Hatcheries are designed to emulate natural conditions as closely as possible. Transferred eggs are moved and reburied carefully. For transferred nests, relocation time--the time interval between original oviposition and reburial--was classified as A (< 6 h), B (6 - 12 h), C (12 - 24 h),

or D (> 24 h).

All nests were excavated within 24 h after the majority of hatchlings had emerged. For *in situ* nests, the number of eggs was determined by counting egg shells, and the species was determined by examining dead or live hatchlings remaining in the nest. Clutch size could not be determined for *in situ* nests that were depredated. TAMAR's field methodology is described in detail by Marcovaldi and Laurent (1996).

The entire area was marked with stakes at each kilometer, and the location of each nest was recorded. The geographic location of the nests was not been recorded at Campo Grande, a 12-km beach located between km 108 and 120 (306 nests in the six years).

Females encountered when nesting were double tagged on the front flippers with monel tags, and curved carapace length and width were recorded to ±0.1 cm (Bolten, 1999). Due to the extent of the beaches and limited resources for night patrolling, not all nesting females were intercepted on the beach.

Data Analysis. — Data were collected for 3898 clutches. Data from 235 clutches (6.0%) were excluded from the analyses of clutch size, hatching success of undepredated nests, and incubation time, although they were included in the total number of nests in the area (Table 1, Figs. 2 and 3). Clutches were excluded from the above analyses for four reasons: partial or total depredation (n = 144), unrecorded clutch size (n = 18), unrecorded placement of nest (*in situ*, hatchery, or transferred to another spot on the beach; n = 1), or clutches had fewer than 50 eggs (n = 72). Clutches with fewer than 50 eggs were excluded because these nests may have lost eggs to unrecorded predation events or oviposition may have been interrupted by activities of people or animals on the beach. The 50-egg minimum was chosen based on visual inspection of clutch size distribution (Fig. 4) and is consistent with the minimum clutch size recorded for other

Atlantic loggerhead populations (Dodd, 1988).

Hatching success is the percentage of eggs that produced live hatchlings, including those hatchlings unable to leave the nest. Hatching success was arcsin transformed for the statistical analyses (Zar, 1996). To evaluate effect of management practices, hatching success was analyzed in this paper for undepredated nests with 50 or more eggs under two of the three management practices—nests left *in situ* and nests transferred to open-air beach hatcheries (n = 3537, or 90.7% of the total number of nests). Hatching success was not analyzed for nests transferred to another spot on the beach (n = 126 clutches with 50 or more eggs); this management practice has only been employed since 1994/1995. Hatching success of depredated and undepredated *in situ* nests was also calculated, assuming hatching success of depredated nests was 0%.

Incubation time was calculated as the number of days between oviposition and emergence of the first hatchlings. Incubation time was only analyzed for 1992/1993 through 1996/1997 because the staff at station Pontal do Ipiranga did not record incubation times for nests left *in situ* in 1991/1992 and for undepredated nests with 50 or more eggs under the two management practices—*in situ* nests and open-air beach hatcheries. Some nests in other years were excluded from the analyses because dates of either nesting or hatchling emergence were not recorded. In all, 2751 nests were included in the analyses of incubation time. To evaluate the relationship between incubation time and nesting date, July 1 was set as day 1 of the nesting season.

A total of 267 curved carapace length measurements was obtained in 1991/1992 through 1996/1997. Only the first carapace length measurement of each turtle in each year (n = 198) was used in ANOVA of carapace length among years. Note that remigrants are included in this

analysis in more than one year. When analyzing the dependence of clutch size on carapace length, all carapace length measurements were included (provided that clutch size was greater than 50 eggs).

In the statistical analyses, alpha = 0.05. Analyses of variance were followed by Tukey post hoc tests (Zar, 1996). All statistical analyses were carried out with the software Systat 7.0 (SPSS Inc., 1997).

RESULTS AND DISCUSSION

Spatial and Temporal Distribution of Nests. — From 1991/1992 through 1996/1997, 3898 nests were recorded with a range of 520 to 749 nests each year (Table 1). Nesting was more dense in the southern half of the study area (Fig. 2), in the area of the Comboios and Povoação stations, especially around the mouth of the Rio Doce at km 37.

Nesting activity (Fig. 3) was greatest in November with 89.4% of the clutches deposited between October and December. This temporal distribution is quite similar to the temporal distribution of loggerheads nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil (Marcovaldi and Laurent, 1996).

Clutch Size. — The mean (119.7) and range (50-214) of clutch size for clutches with 50 or more eggs (n = 3664; Table 1; Fig. 4) are within the range of reported values for other Atlantic loggerhead populations (Dodd, 1988) except for one exceptionally large clutch (see Fig. 5; value was re-confirmed) of 214 eggs that exceeds reported values. Mean clutch size of loggerheads nesting in Bahia State has been reported as 126.7 (n = 1921, SD = 25.0, Marcovaldi and Laurent, 1996) and 130.5 (n = 28, SD = 20.2, Tiwari and Bjorndal, 2000).

Mean clutch size was significantly different among years (ANOVA, $F = 6.396$, $p < 0.001$, Table 1). Although poaching has been nearly eliminated in Espírito Santo State, partial poaching

of eggs at a low level cannot be ruled out and may explain, at least in part, the differences observed among the years. Other variables, such as nesting date, could influence clutch size. The number of eggs per nest decreased as the season progressed ($n = 3639$, $F = 84.36$, $p < 0.001$), but nest date only explained 2.3% of the variation in clutch size (Fig. 5), so the relationship is quite weak. In a 19-year study of nesting loggerheads on Little Cumberland Island, Georgia, USA (Frazer and Richardson, 1985a,b), mean clutch size was significantly different only for the year with the largest mean clutch size (127.5 eggs) and the smallest mean clutch size (114.4 eggs), and mean clutch size was significantly smaller in the last month of the season compared with earlier in the season.

Hatching Success. — From 1991/1992 to 1996/1997, 3537 clutches that were either left *in situ* or transferred to the beach hatchery were monitored for hatching success (Table 1). Mean hatching success of *in situ* nests was 68.3% (range 0-100, $n = 879$) based on 0% hatching success for depredated nests. There was no interaction between management practice and year (two-way ANOVA, $F = 1.875$, $p = 0.095$) for hatching success. However, mean hatching success was significantly different among years for both undepredated *in situ* nests and transferred nests (one-way ANOVA, $F = 9.970$, $p < 0.001$) and among management practices (one-way ANOVA, $F = 166.2$, $p < 0.001$). Mean hatching success of undepredated *in situ* nests (79.9%) was higher than that of nests transferred to the beach hatchery (67.7%), which was similar to hatching success of all *in situ* nests (68.3%), although mean hatching success varied significantly among years. Hatching success of loggerhead clutches in Bahia State was 73.1% for *in situ* nests and 63.2% for hatchery nests (Marcovaldi and Laurent, 1996). *In situ* nests in Bahia were protected from predators by screening the nests in areas of high predation. The values from Bahia (Marcovaldi and Laurent, 1996) are lower than those reported for Espírito Santo State, but have the same

relative relation between *in situ* and hatchery nests.

Hatching success of transferred nests is affected by movement or rotation of eggs during relocation, and the effect of egg movement increases greatly with time after oviposition (Limpus et al., 1979; Miller, 1997). For hatching success, there is a significant interaction between relocation time (time elapsed between oviposition and relocation) and year (two-way ANOVA, n = 3490, $F = 2.494$, $p < 0.001$, Fig. 6). A comparison of hatching success of undepredated *in situ* nests and transferred nests by relocation time by year (Fig. 6) indicates that relocation time can, at least in part, explain the observed differences in mean hatching success between *in situ* and transferred nests (Table 1).

Previous observations have suggested that the finer sand in northern Espírito Santo beaches improved the hatching success of loggerhead nests. To evaluate this hypothesis, we examined the relationship between hatching success for undepredated *in situ* nests and geographic location (Fig. 7). A significant, positive relationship was found (linear regression, n = 740, $F = 5.670$, $p = 0.0172$, $r^2 = 0.008$), but geographic location accounted for less than 1% of the variation in hatching success. Thus, for *in situ* nests, there was not a biologically significant geographic trend in hatching success, and our results do not support the hypothesis.

Incubation Time. — Incubation times were analyzed for 2751 clutches (1992/1993 through 1996/1997). Incubation time of nests in Espírito Santo State exhibited great variability (Table 1). The range of incubation times for *in situ* nests (45-96 days) was greater than the range reported for other loggerhead populations (Dodd, 1988). For incubation time, there was no interaction between years and management practices (two-way ANOVA, $F = 1.744$, $p = 0.138$). Mean incubation time varied significantly among years (one-way ANOVA, $F = 23.61$, $p < 0.001$) and between management practices (one-way ANOVA, $F = 72.25$, $p < 0.001$). Mean

incubation time of *in situ* nests was 2 to 3 days longer than that of transferred nests (Table 1). A similar relationship, although with a smaller difference of only 0.5 day, was reported for *in situ* and hatchery nests in Bahia State (Marcovaldi and Laurent, 1996).

Incubation time of nests (*in situ* and hatchery nests combined) decreased as the season progressed (linear regression, $n = 2751$, $F = 3878.3$, $p < 0.001$, $r^2 = 0.59$, Fig. 8). The horizontal line in Figure 8 indicates the estimated pivotal incubation time (i.e., the incubation time of nests with 1:1 sex ratio) for loggerheads in Brazil (59.3 days; Marcovaldi et al., 1997). Thus, we suggest that the sex ratio of hatchlings also changes during the season, with more males produced during the early season when incubation times are longer as a result of lower temperatures. The effect of management practices on the sex ratio of hatchlings produced in Espírito Santo State is now being investigated.

No relationship was found between incubation time of *in situ* nests and geographic location (linear regression, $n = 566$, $F = 0.692$, $p = 0.406$). However, farther north in Bahia State, mean incubation time for *in situ* loggerhead nests is 53.2 days ($n = 432$, $SD = 4.3$; Marcovaldi and Laurent, 1996), a significantly shorter interval than the mean of 59.5 days for Espírito Santo State (t-test, $df = 1002$, $t = 18.1$, $p < 0.001$).

Carapace Length. — Including only the first measurement of each turtle in each year, we have a total of 198 curved carapace length (CCL) measurements between 1991/1992 and 1996/1997 (Table 1). The mean CCL, although within the range of reported mean values for other Atlantic loggerhead populations, is greater than that of most populations, and the maximum CCL, 123 cm, is very close to the maximum CCL reported for other Atlantic populations (124 cm, in Florida, USA) (Dodd, 1988). The mean CCL calculated for loggerheads nesting in Espírito Santo State is similar to the mean values reported for loggerheads nesting in Bahia State,

Brazil (102.8 cm, n = 176, Marcovaldi and Laurent, 1996; 101.2 cm, n = 29, Tiwari, 1998). Mean CCL varied significantly among years (one-way ANOVA, n = 198, F = 3.311, p = 0.007). No significant difference in mean CCL among years was found for loggerheads nesting in Australia (Limpus, 1985).

A positive relationship was found between clutch size and female CCL in our study (n = 210, F = 26.07, $p < 0.001$, $r^2 = 0.111$), but it only accounted for 11.1% of the variation (Fig. 9). A significant, positive relationship between clutch size and body size has been reported for a number of marine turtle populations (Hirth, 1980; Buskirk and Crowder, 1994), although other studies have not found such a relationship (Ehrhart, 1982). Female carapace length accounted for 30% (n = 77) of the variation in clutch size in loggerheads nesting on Little Cumberland Island, Georgia (Frazer and Richardson, 1986), and for 40% (n = 48) and 19% (n = 27) for loggerheads nesting in Florida, USA, and Bahia, Brazil, respectively (Tiwari and Bjorndal, 2000).

Conservation Status. — Several management strategies can be employed in conservation programs for sea turtles, some of which have already been tested and recommended. Any conservation program should take local conditions into account and should include local inhabitants, if any, in their formulation and execution (Marine Turtle Specialist Group, 1995).

In the case of Projeto TAMAR, the commitment of local people who in former times used sea turtles for commerce or subsistence provided a good basis for the relationship between our conservation program and the communities located in the nesting areas in Espírito Santo State. As our program has developed, the knowledge we have obtained of the habits of the local people and their socio-economic condition has allowed us to develop management alternatives that have improved the socio-economic and cultural status of local people. These developments

have also been positive for the sea turtles, which, as "flagship species," contribute to the conservation of coastal and marine environments. In Espírito Santo State, commerce in sea turtle products has ceased, the number of nests has been relatively stable among years, there is an increasing trend in the proportion of nests that have been left *in situ*, and a decreasing numbers of nests are harvested by humans. The activities of Projeto TAMAR also increase the potential for ecotourism in the area, as nesting turtles are attractive to tourists.

Relocation of clutches to protected hatcheries is a common management practice (Marcovaldi and Laurent, 1996). However, Projeto TAMAR has attempted to leave as many nests as possible *in situ* to avoid possible effects on hatching success and natural sex ratio of hatchlings.

ACKNOWLEDGMENTS

We wish to thank the following TAMAR station managers in Espírito Santo, Luciana M. de P. Moreira, Juarez T. Scalfoni, Alexsandro Sant'Ana dos Santos, Márcia Lederman, Denize de Borba Rieth and Antônio de P. L. S. Almeida, and all trainees and the "carebeiros" (fishermen hired by TAMAR), for all the field work and data collection. We thank also Alan Bolten, Peter Eliazar and Paulo Barata for their assistance with data analyses. Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA, co-managed by Fundação Pró-TAMAR, and supported by Petrobras. This study was assisted under the Cooperation Agreement between Projeto TAMAR and the University of Florida.

LITERATURE CITED

BOLTEN, A.B. 1999. Techniques for measuring sea turtles. In Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu Grobois, F.A., and Donnelly, M. (Eds.). Management and Research Techniques for the Conservation of Sea Turtles. Gland: IUCN, pp.110-114.

BUSKIRK, J.V., AND CROWDER, L.B. 1994. Life-history variation in marine turtles. Copeia 1994:66-81.

DE BLIJ, H.J., AND MULLER, P.O. 1993. Physical geography of the global environment. New York: Wiley.

DODD, C.K., JR. 1988. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). US Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 88(14):1-110.

EHRHART, L.M. 1982. A review of sea turtle reproduction. In Bjorndal, K.A. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, pp. 29-38.

FRAZER, N.B., AND RICHARDSON, J.I. 1985a. Annual variation in clutch size and frequency for loggerhead turtles, *Caretta caretta*, nesting at Little Cumberland Island, Georgia, USA. Herpetologica 41:246-251.

FRAZER, N.B., AND RICHARDSON, J.I. 1985b. Seasonal variation in clutch size for loggerhead turtles, *Caretta caretta*, nesting on Little Cumberland Island, Georgia, USA. Copeia 1985:1083-1085.

FRAZER, N.B., AND RICHARDSON, J.I. 1986. The relationship of clutch size and frequency to body size in loggerhead turtles, *Caretta caretta*. J. Herpetol. 20:81-84.

HIRTH, H.F. 1980. Some aspects of the nesting behavior and reproductive biology of sea turtles. Amer. Zool. 20:507-523.

LIMPUS, C.J. 1985. A study of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, in Eastern Australia. Ph.D. dissertation, University of Queensland, St. Lucia, Australia.

LIMPUS, C.J., BAKER, V., AND MILLER, J.D. 1979. Movement induced mortality of loggerhead eggs. Herpetologica 35:335-338.

MARCOVALDI, M.A., AND LAURENT, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelon. Conserv. Biol. 2:55-59.

MARCOVALDI, M. A., GODFREY, M.H., AND MROSOVSKY, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. Can. J. Zool. 75:755-770.

MARINE TURTLE SPECIALIST GROUP. 1995. A Global Strategy for the Conservation of Marine Turtles. Gland: IUCN.

MILLER, J.D. 1997. Reproduction in sea turtles. In Lutz, P.L., and Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 51-81.

MOREIRA, L., BAPTISTOTTE, C., SCALFONE, J., THOMÉ, J.C., AND DE ALMEIDA, A.P.L.S. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsl. 70:2.

SPSS INC. 1997. Systat 7.0: Statistics. Chicago: SPSS Inc.

THOMAZ, L. D. 1991. Distribuição e diversidade de espécies na vegetação halófila-psamófila no litoral do Espírito Santo. M.S. thesis, Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus de Rio Claro - SP, Brasil.

TIWARI, M. 1998. A comparison of morphological and reproductive characteristics of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. M.S. thesis, University of Florida, Gainesville, Florida.

TIWARI, M., AND BJORNDAL, K.A. 2000. Variation in morphology and reproduction in loggerheads, *Caretta caretta*, nesting in the United States, Brazil, and Greece. Herpetologica 56:343-356.

ZAR, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. Third edition. Upper Saddle River, New Jersey:

Prentice Hall.

Table 1. For each year, number of clutches, clutch size (for clutches with at least 50 eggs), hatching success of undepredated nests, incubation time, and curved carapace length of nesting loggerheads at Espírito Santo, Brazil. Values are mean ± standard deviation, range and (sample size). Means in a row with the same letter superscript are not significantly different (ANOVA, α = 0.05, Tukey post hoc test).

	Year						
	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	All
No. of clutches	520	749	589	625	735	680	3898
Clutch size	123.2[a] ± 22.6 57-177 (491)	120.1[ab] ± 22.4 50-175 (693)	118.2[bc] ± 22.4 52-184 (546)	121.3[ab] ± 23.4 54-214 (604)	119.7[ac] ± 22.8 54-173 (693)	116.3[c] ± 21.9 55-178 (637)	119.7 ± 22.7 50-214 (3664)
Hatching success of undepredated nests (%)	78.1[ab] ± 22.9 0-98.0 (69)	76.2[b] ± 22.7 0-98.1 (101)	76.9[b] ± 23.3 0-100 (103)	79.4[ab] ± 19.2 0-100 (143)	81.1[ab] ± 17.8 2.4-100 (190)	84.2[a] ± 16.3 0-100 (145)	79.9 ± 20.0 0-100 (751)
In situ							
Hatchery	73.0[a] ± 22.6 0-100 (422)	63.9[b] ± 26.1 0-99.3 (592)	67.5[bc] ± 27.5 0-100 (443)	66.0[bc] ± 25.1 0-100 (450)	67.6[bc] ± 22.5 0-98.1 (449)	70.0[ac] ± 21.4 0-100 (430)	67.7 ± 24.6 0-100 (2786)
Incubation time (days)		62.8[a] ± 8.1 51-96 (66)	57.2[b] ± 4.1 49-68 (93)	58.7[bc] ± 6.3 45-76 (134)	59.8[c] ± 5.5 45-74 (175)	60.2[c] ± 6.2 45-80 (104)	59.5 ± 6.2 45-96 (572)
In situ							
Hatchery		59.0[a] ± 7.0 41-103 (509)	55.9[b] ± 3.9 40-74 (426)	56.4[bc] ± 6.1 44-74 (425)	56.8[bc] ± 4.7 46-71 (420)	57.4[c] ± 6.2 48-84 (399)	57.2 ± 5.8 40-103 (2179)
CCL (cm)	104.4[a] ± 4.6 95-116 (27)	105.0[a] ± 6.0 95-123 (34)	102.5[ab] ± 4.1 96-109 (25)	102.4[ab] ± 5.0 92-120 (53)	100.8[b] ± 5.6 83-114 (49)	102.5[ab] ± 3.7 97-108 (10)	102.7 ± 5.3 83-123 (198)

FIGURE LEGENDS

Figure 1. Map of the study area in Espírito Santo State, Brazil.

Figure 2. Geographic distribution of loggerhead nests (n = 3336) in Espírito Santo State from south to north for years 1991/1992 through 1996/1997 expressed as average number of nests per 5 km of beach per year. Exact position was not recorded for 306 nests (average 51.0/year) laid on a 12-km beach located around km 110. Dashed vertical lines indicate the boundaries of each station.

Figure 3. Mean number of loggerhead nests per month in Espírito Santo State for years 1991/1992 through 1996/1997 (n = 3871).

Figure 4. Clutch size distribution for undepredated loggerhead nests in Espírito Santo State for years 1991/1992 through 1996/1997 (n = 3736). Arrow marks the cut-off point (50 eggs), below which clutches were excluded from statistical analyses.

Figure 5. Clutch size of loggerhead nests (n = 3639) by day of oviposition (day 1 = July 1) in Espírito Santo State for years 1991/1992 through 1996/1997. The line represents a linear regression Y = 136.88 - 0.1198X.

Figure 6. Mean hatching success of loggerhead nests (n = 3490) by relocation time in Espírito Santo State for years 1991/1992 through 1996/1997. I = *in situ* nests (not transferred, no relocation time), A < 6 h, B = 6 - 12 h, C = 12 - 24 h, D > 24 h.

Figure 7. Hatching success of undepredated *in situ* loggerhead nests (n = 740) by geographic location in Espírito Santo State from south to north for years 1991/1992 through 1996/1997. The solid curve (nearly a straight line) represents the linear regression Y' = 1.105507 + 0.00048702X (where Y' is arcsin-transformed hatching success and X is geographic location) transformed back to the hatching success scale.

Figure 8. Incubation time of loggerhead nests (n = 2751) by day of oviposition (day 1 = July 1) in Espírito Santo State for years 1992/1993 through 1996/1997. The dashed horizontal line represents the estimated pivotal incubation time (59.3 days, Marcovaldi et al., 1997). The solid line represents a linear regression Y = 80.65 - 0.1618X.

Figure 9. Clutch size by curved carapace length for adult female loggerheads (n = 210; first measurement for each turtle in each year) in Espírito Santo State for years 1991/1992 through 1996/1997. The line represents a linear regression Y = 1.3988X – 17.70.

PROJETO TAMAR'S STATION IN UBATUBA (SÃO PAULO STATE, BRAZIL): SEA TURTLE CONSERVATION IN A FEEDING AREA

Berenice M. G. Gallo [1], Suami Macedo [2], Bruno de B. Giffoni [1], José Henrique Becker [1] and Paulo C. R. Barata [3, 1]

[1] Fundação Pró-TAMAR, Rua Antonio Athanásio 273,
Ubatuba, SP – 11680-000 BRAZIL
[2] Projeto TAMAR / IBAMA, Rua Antonio Athanásio 273,
Ubatuba, SP – 11680-000 BRAZIL
[3] Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480 - 8A,
Rio de Janeiro, RJ – 21041-210 BRAZIL

Projeto TAMAR-IBAMA, the Brazilian Sea Turtle Conservation Program, was created in 1980 by IBAMA – the Brazilian Institute for the Environment and Renewable Natural Resources, a federal government agency – and is co-managed by Fundação Pró-TAMAR, a NGO. TAMAR has now 21 stations, monitoring over 1000 km of the Brazilian coast and three oceanic islands.

After 10 years of monitoring the main Brazilian nesting beaches, in 1990 TAMAR decided to start working at feeding areas having high levels of incidental capture by local fishermen. The first station in a feeding area was created in Ubatuba, due to the availability of a sponsorship for an initial survey there. That survey made clear the great number of incidental captures in Ubatuba, mainly of juvenile green turtles (*Chelonia mydas*), qualifying this area as an important conservation spot. Regular fieldwork started in January 1991. Ubatuba is currently TAMAR's most southern station.

Ubatuba is a municipality located on the northern coast of the State of São Paulo, in southeastern Brazil. Its coastline is about 100 km long. The city of Ubatuba is located at 23° 26' S, 45° 05' W, right on the Tropic of Capricorn. More than 70 beaches exist in

Ubatuba, some of them quite isolated. Many beaches are occupied by traditional communities for which artisanal fishing is the main income source. Ubatuba also harbors a small-scale commercial fishery, targeting mainly shrimp. Regularly both kinds of fisheries incidentally capture sea turtles. TAMAR works year round in Ubatuba, focusing mainly on the interaction between artisanal fishing (mostly fishing weirs) and sea turtles. Fishermen are regarded as partners in the conservation work.

From 1991 to 1998 the TAMAR station in Ubatuba recorded 2515 captures of sea turtles. Four species have been found there: the green turtle (*Chelonia mydas*, n=2475 or 98.41% of total records), loggerheads (*Caretta caretta*, n=13 or 0.52%), hawksbills (*Eretmochelys imbricata*, n=23 or 0.91%) and the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*, n=4 or 0.16%). In Ubatuba, green turtles are generally juveniles, and loggerheads are generally juveniles or sub-adults, although, for both species, there is a slight overlap between the observed range of curved carapace length in Ubatuba and that observed for nesting females in the Atlantic ocean. Hawksbills are juveniles, always smaller than nesting females in the Atlantic. Leatherbacks (all of them were found dead, stranded or floating near the coast) are sub-adult, except for one turtle which is well into the size-range observed for leatherbacks nesting in Brazil and elsewhere in the Atlantic.

This poster briefly describes the field methods employed by TAMAR in Ubatuba, presents an overview of the data collected between 1991 and 1998 and an assessment of the conservation status of sea turtles there. A complete report will be published elsewhere.

GALLO, B. M.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J. H.; BARATA, P. C. R. Projeto TAMAR's station in Ubatuba (São Paulo State, Brazil): sea turtle conservation in a feeding area. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE CONSERVATION AND BIOLOGY, 20., 2000. Orlando. **Proceedings...**, Miami: U.S.Department of Commerce, 2000. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC.

Sex Ratios of Hatchling Hawksbill Sea Turtles from Bahia, Brazil

MATTHEW H. GODFREY[1,2], ADRIANA F. D'AMATO[3], MARIA Â. MARCOVALDI[1], AND N. MROSOVSKY[4]

[1]*Projeto TAMAR-IBAMA and Fundação Pro-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, 40210-970, Brazil*

[2]*Current Address: Réserve Naturelle de l'Amana, 97319 Awala-Yalimapo, French Guiana;* *E-mail: godfrey@zoo.utoronto.ca*

[3]*CEPER (Sociedade de Preservação, Pesquisa e Reprodução de Animais Silvestres), Caixa Postal 19, Lauro de Freitas, Bahia, 42700-000, Brazil*

[4]*Dept. of Zoology, Univ. of Toronto, Toronto, Ontario, Canada M5S 3G5*

More than 90% of all hawksbill nests laid in Brazil are found in northern Bahia. In order to estimate the sex ratio of hatchling hawksbill sea turtles produced on these beaches, we collected 200 eggs from 2 clutches and incubated them at constant temperatures in the laboratory. From this we were able to determine the pivotal temperature (that temperature which results in equal numbers of males and females=29.65°C) and the pivotal incubation period (that incubation period which results in equal numbers of males and females=62.8 days). Using data on incubation periods from 7 nesting seasons (1990/91-1996-97), we calculated the seasonal and overall sex ratio for hatchlings produced on these beaches.

The overall sex ratio was more than 90% female, and from other data we suggest that an extreme female bias in hatchling hawksbills has been produced in Bahia for at least 20 years. We discuss the possible connection between this skewed sex ratio and other particular characteristics of this population of sea turtles, including a relatively low hatching success rate of the nests and the high incidence of hybridization between hawksbills and loggerheads in Bahia.

Presented at the 20th Annual Symposium for Sea Turtle Biology and Conservation, Orlando, Florida, USA, March 2000

CONTINUED THERMAL MONITORING OF PRAIA DO FORTE, BAHIA, BRAZIL

Matthew H. Godfrey 1 2
Ivo R. Ghizoni, Jr. 2, 3
Alexsandro S. Santos 2

1. Projeto TAMAR, C.P. 2219, Salvador, Bahia, Brazil 40210-970
2. Fundação Pró-TAMAR, C.P. 2219, Salvador, Bahia, Brazil 40210-970
3. Rua Deputado Antonio Edu Vieira 376 Res. Hyatty, Apt. 303, Pantanal, Florianópolis, Santa Catarina, Brazil, 88040-000.

INTRODUCTION:

Sexual differentiation in sea turtles is determined by the temperature of the eggs during the middle third of incubation. This system of interest in both theoretical and practical terms, because the sex ratio of hatchlings produced by a nesting population has the potential to be far different from 1 male:1 female ratio predicted by the traditional theory of parental investment in offspring (Fisher, 1930). In practical terms, sea turtle management and conservation projects sometimes involve the manipulation of eggs or their incubation environment, which can alter the sex ratio by changing the thermal environment, either directly or indirectly. For these reasons, amongst others, it interesting to study the seasonal pattern of sex ratio production of sea turtle hatchlings on different nesting beaches.

In terms of the sea turtles nesting on mainland beaches in the state of Bahia, Brazil, previous estimates for loggerhead and hawksbill hatchling sex ratios have suggested a bias heavily skewed (>80%) towards females (Marcovaldi et al., 1997; Godfrey et al., 1999). These estimates were derived from data on pivotal incubation duration and incubation periods, and were validated directly by a limited study based on histological analysis of gonadal development of loggerhead hatchlings (Mrosovsky et al., 1999), and indirectly by a limited study of sand temperatures on nesting beaches (Naro-Maciel et al., 1999).

However, it is known that seasonal sex ratios of turtle hatchlings can vary widely over years (e.g. Janzen, 1994; Godfrey et al., 1996). Thus whenever possible, long-term monitoring of sex ratios, either directly or indirectly, should be conducted in order to uncover long term variations. In this spirit, we have continued to monitor the thermal environment of the nesting beach at Praia do Forte, Bahia, which is one of the main nesting areas for loggerhead and hawksbill sea turtles in Brazil.

MATERIALS AND METHODS:

For the 1998/1999 and 1999/2000 nesting seasons (which run from September through March), we monitored sand temperatures at 2 transects on the nesting beach at Praia do Forte. We used the same methodology as Naro-Maciel et al (1999), which is as follows: each transect was comprised of 3 sites (High, Mid, and Low), each of which was separated by 5-7 meters in distance. High corresponds to the vegetation line, Mid corresponds to middle open beach, and low corresponds to lower beach, close to the high tide line. At each site, we deployed Cu/Cn thermocouple probes at 30cm and 60cm depths, which is similar to other sand temperature monitoring projects (e.g. Mrosovsky and Provancha, 1992, Godfrey et al., 1996; Baptistotte et al., 1999; Naro-Maciel et al., 1999). The thermocouples were left in place the duration of the nesting season. Occasionally, thermocouples were replaced due to loss or damage, and in some cases, monitoring was halted due to excessive erosion by high tides.

The thermocouples were read at 07:30am, ±60 minutes, a minimum of 5 times per half month period. These readings were converted to mean daily temperature by adding a correction factor. The correction factor was derived by recording temperatures every 3 hours for a 24 hour period, and comparing the mean of all readings with the value at 07:30 am. Several "around the clock" readings were carried out during the 2 seasons, and the correction factors for the daily 07:30am readings were matched with the nearest "around the clock" reading. The thermocouples and digital reader (BAT-12, Omega Corporation) were calibrated against a mercury thermometer which turn was calibrated against a certified Hg thermometer.

For statistical analysis, comparisons were made for each site and depth between years, using one-way ANOVA, with a Student-Newman-Keuls post-hoc test.

RESULTS AND DISCUSSION:

During the 1998/99 sea turtle nesting season in Praia do Forte, sand temperatures at both 30cm and 60cm were well above the pivotal temperature of loggerheads and hawksbills (Figure 1). The upper limit of the transitional range of temperature (TRT - the range of incubation temperatures which result in both sexes) for loggerheads and hawksbills is 30.6 °C (Marcovaldi et al., 1997; Godfrey et al., 1999); therefore, sand temperatures above this temperature likely produces all females. In 1998/99, for both depths the sand temperature in Km 07 was above the TRT, likely producing all females. For Km 02, the low and mid transects were close to the TRT, so a majority of females were likely to be produced (more than 50%). This conforms to the previous studies which reported warm sand temperatures and short incubation durations, indicative of female-biased sex ratios of hatchlings.

During the 1999/00 nesting season in Praia do Forte, the sand temperatures at both transects and both depths were close to and sometimes below the pivotal temperature for both species (Figure 2). The cooler sand temperatures were the result of abnormally frequent rainfall during the months of October, November, and December. Although direct estimates of sex ratio are

not possible, it is likely that many more male hatchlings were produced in 1999/00 than in other years, at least during the first half of the nesting season. At the current time, a third of the nests are still incubating on the beach, a majority of which were laid by hawksbill sea turtles. It is possible that warm weather, which is normal for this period of year, during the remainder of the season will result in mostly female hawksbill hatchlings. Continued monitoring will resolve this question.

Statistical comparison between the two seasons showed that for all depths and sites there was a significant difference between the two seasons, except for the low sites at 60 cm depth for Km02 and also for Km07. In addition, on average the temperatures of Km02 were always cooler than Km 07. This is probably due to differences in sand colour and albedo between the areas (Maciel et al., 1999). Normally, the sand temperatures are far enough above pivotal temperature such that this slight thermal difference between the 2 areas does not have an impact on sex ratio. However, in abnormal seasons, such as 1999/00, when sand temperatures are closer to pivotal, different thermal characteristics between the 2 areas may result in different sex ratios.

Although the 1999/00 nesting season likely produced more male hatchlings than normal in Bahia, on average mostly female hatchlings are produced in this areas. This is in contrast to the nesting beaches in Espirito Santo, to the south, where sand temperatures are cooler (Baptistotte et al., 1999) and incubation durations of loggerhead nests are longer (Marcovaldi et al., 1997), which are suggestive of a greater production of male hatchlings. Further south, in the state of Rio de Janeiro, a large nesting population of loggerheads probably also produces a large proportion of male hatchlings, based on limited information of incubation durations in hatcheries (Eron Lima, personal communication). Future studies of sand temperatures in this region are planned.

In the case of hawksbill turtle nests, northern Bahia is home to more than 90% of all hawksbill nests laid in Brazil (Marcovaldi et al., 1999). Normally warm weather conditions produce nearly all female hatchlings (Godfrey et al., 1999); however, abnormally cool seasons that occur occasionally may be critical in producing male hatchlings needed to maintain the population. Studies of gene flow between this nesting population and other populations would reveal if there is interchange among wider populations, or if the number of mating males in the Brazilian population is limited by low male production on beaches in northern Bahia.

ACKNOWLEDGMENTS:
Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA and comanaged by the Fundação Pró-TAMAR. We thank Domingos for help in the field. Financial support for this project came from Petrobras, FNMA, and the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada. Special thanks to Eugenia Naro-Maciel for donating the temperature equipment to Projeto TAMAR.

REFERENCES:

Baptistotte, C., Scalfoni, J.T., and Mrosovsky, N. 1999. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation.Animal Conservation 2: 9-13

Fisher, R.A. 1930. The genetical theory of natural selection. Clarendon Press, Oxford.

Godfrey, M.H., Barreto, R., and Mrosovsky, N. 1996. Past and present sex ratios of sea turtles in Suriname. Canadian Journal of Zoology 74: 267-277.

Godfrey, M.H., D'Amato, A.F., Marcovaldi, M.Â., and Mrosovsky, N. 1999. Pivotal temperatures and predicted sex ratios of hatchling hawksbill turtles from Brazil. Canadian Journal of Zoology 77: 1465-1473.

Janzen, F.J. 1994. Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. Proceedings of the National Academy of Sciences, USA 91:7487-7490

Marcovaldi, M.A., Godfrey, M.H., and Mrosovsky, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. Canadian Journal of Zoology 75: 755-770.

Marcovaldi, M.Â., Vieitas, C.F., and Godfrey, M.H. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelysimbricata*) in northern Bahia, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 3: 301-307.

Mrosovsky, N., and Provancha, J. 1992. Sex ratio of hatchling loggerhead sea turtles: data and estimates from a 5-year study. Canadian Journal of Zoology 70: 530-538.

Mrosovsky, N., C. Bapistotte, and M.H.Godfrey. 1999. Validation of incubation durations as an index of sex ratio of sea turtle hatchlings. Canadian Journal of Zoology 77: 831-835.

Naro-Maciel, E.F., Marcovaldi, M.Â., and Mrosovsky, N. 1999. Thermal profiles of marine turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. Chelonian Conservation and Biology. 3: 407-413.

Figure 1. Sand temperatures recorded at Praia do Forte, Bahia, Brazil, during the 1998/99 nesting season, at 30cm (upper) and 60cm (lower) depths. The lower histogram is the distribution of loggerhead (filled columns) and hawksbill (empty columns) sea turtle nests with the thermosensitive period for sexual differentiation for each particular half-month period (right-handed axis). Pivotal temperatures come from Marcovaldi et al. (1997) and Godfrey et al. (1999).

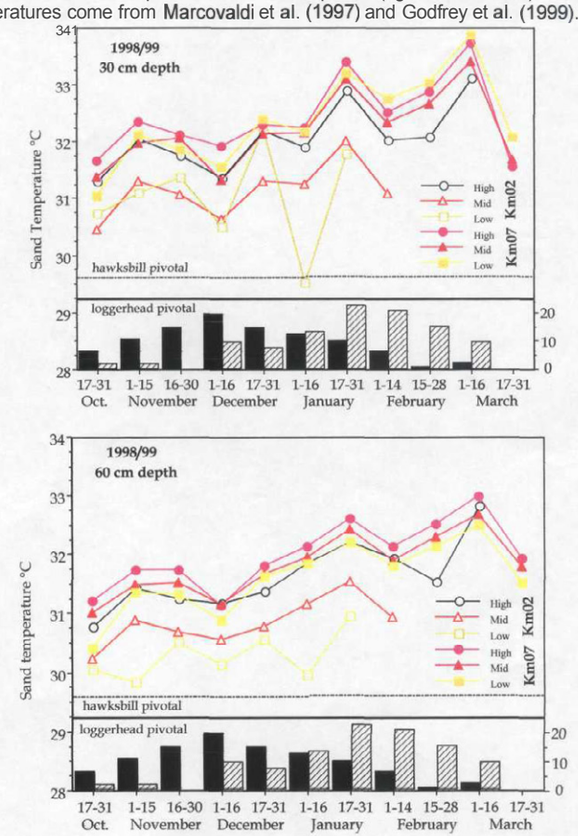
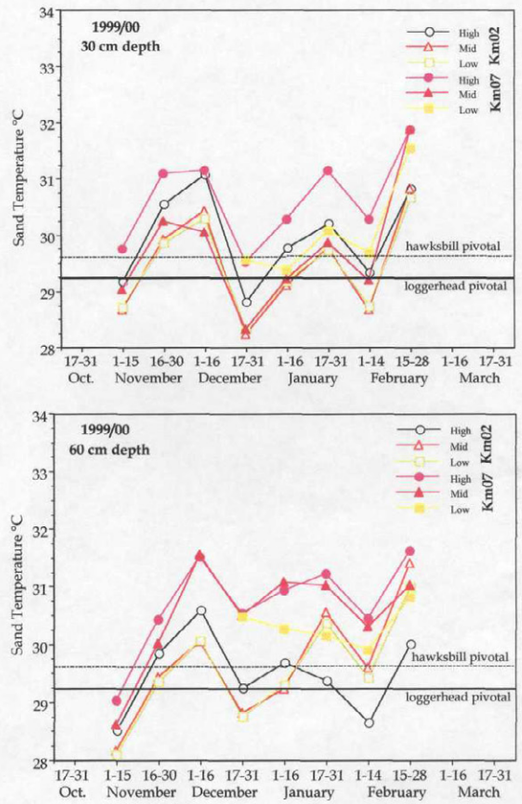


Figure 2. Sand temperature recorded at Praia do Forte, Bahia, Brazil, during the 1999/2000 nesting season, at 30cm (upper) and 60cm (lower) depths. At the time of writing, the nesting season was still in progress.



EDUCATIONAL CAMPAIGN TO REDUCE THE IMPACT OF ARTIFICIAL LIGHT ON SEA TURTLE NESTING BEACHES IN BRAZIL

Maria A. Marcovaldi 1
Cláudio Bellini 2
Jaqueline C. de Castilhos 3
Augusto C. C. Dias da Silva 3
Berenice M. G. Gallo 4
Cecilia Baptistotte 5
Eduardo H. S. M. Lima 6
Eron P. Lima 1
Taisi M. Sanches 2
Joca Thome 5
Victor J.A. Patiri 1

1 Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219 Salvador, Bahia, 40210-970 Brasil
2 Projeto TAMAR-1BAMA, Alameda Boldró s/n, Caixa Postal, Fernando de Noronha, Pernambuco, 53990-000 Brasil
3 Fundação Pró-TAMAR, Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu, 49190-000, Sergipe, Brasil
4 Fundação Pró-TAMAR, R. Antonio Atanázio, 273, Jardim Paula Nobre - Itaguá, Ubatuba, São Paulo, 11680-000 Brasil
5 Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 105, Linhares, Espírito Santo, 29900-970 Brasil
6 Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 191 - Centro, Fortaleza, Ceará, 60001-970 Brasil

INTRODUCTION

Several important stages of reproduction by sea turtles normally take place at night, under the cover of darkness on beaches. Artificial lights on or near beaches often reduce the number of female sea turtles that emerge from the ocean to nest (Witherington, 1992; Ehrhart et al. 1996). When females do lay their eggs on beaches that are subject to artificial lighting, seafinding of the resultant hatchling turtles is often disrupted and they often go away from the sea (e.g. Philibosian, 1976; Peters and Verhoeven, 1994). Misoriented hatchlings face increased mortality from land predators, accidental trampling by people or vehicles, or desiccation following sunrise.

Development of coastal areas, in the form of homes, hotels, industrial complexes, and recreational areas, leads to an increase of nighttime lighting. Unchecked lighting on beaches used by sea turtles can have serious impacts on nesting populations, and as such management of lighting on or near beaches is a priority for most sea turtle conservation programs.

METHODS

On the mainland coast of Brazil, many sea turtle nesting beaches have been or are in the process of being developed for greater use residents and tourists. As such, the problem of "photopollution" on nesting beaches is an area of concern for Projeto TAMAR-IBAMA, the national sea turtle conservation program of Brazil. Beginning in 1989, Projeto TAMAR has worked on several different levels to help mitigate the tension between rational use and development of coastal areas in Brazil with the needs of nesting sea turtles and recently born hatchlings. The approach has been multifaceted and fluid, and has evolved to meet new or unanticipated needs in particular areas. Although not all photopollution on nesting beaches has been eliminated, the programs adopted by TAMAR have been largely successful, thereby lessening the negative impacts of lights on the reproductive cycle of sea turtles.

RESULTS AND DISCUSSION

The activities of Projeto TAMAR with respect to artificial lighting on beaches can be divided into 3 general areas, although there is overlap and interaction among them. The first level is legislation, whereby Projeto TAMAR has lobbied to have laws (state and federal) enacted that restrict the presence of light on the main nesting beaches. The idea was not only gain legal pressure to enact changes in existing lighting schemes in coastal areas, but also to provide a means to direct and oversee future lighting installations in development projects. As early as 1990, a national decree issued by IBAMA, the Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources, part of the Ministry of Environment of the Federal Government of Brazil, prohibited the installation of any artificial light source on the beachfront of 63 different beaches along the mainland coast of Brazil. Following practical experience, the decree was modified in 1995, and currently states that on all sea turtle nesting beaches in Brazil (as identified by Projeto TAMAR), there can be no artificial light measuring greater than zero lux that reaches the beach from the ocean up to and including 50 meters above the spring high tide line (SHTL). In 1997, the state of Bahia passed a law that similarly prohibits the presence of artificial light with an intensity greater than zero lux within 50 meters of the SHTL on nesting beaches in the state. This level of action provides legislative power to reinforce the other activities of TAMAR in the area of photopollution.

The second level of activity involves public education. The central idea is to inform the public, including residents and visitors who live or spend time close to the beach and hence are directly involved with artificial lights, of the negative impact lights can have on sea turtles. In general, the overall experience has been that informed residents become willing allies in changing or reducing their lights as to minimize their negative effects on nesting beaches. Indeed, by reducing lights, they become active participants in turtle conservation. Largely based on visual aides, such as posters, videos, and announcements on television, for example, the education campaign targets a wide range of people, from local fishermen in small villages to wealthy tourists who have rented homes for the summer vacation, which coincides with the sea turtle

nesting and hatching seasons. In addition, visitors at different TAMAR bases are presented with informative panels and videos highlighting negative influence of artificial lights on sea turtles. Finally, door-to-door canvassing is used to directly reach residents in their homes or businesses which are located on beach-fronts. Thus public education becomes another tool to reduce the impact of artificial lights on sea turtles.

The third level of activity by Projeto TAMAR in the area of photopollution is research and technological design. There are various lines of research, including the following: the testing of newly introduced lights which have been advertised as "turtle friendly"; the development of methods to retrofit older street lights or housing lights in order to reduce or avoid the level of illumination reaching the nesting beach; the collaboration with developers to produce proactive lighting plans for future installations in coastal areas. As part of this, Projeto TAMAR has established accords with utility companies, such as COELBA (the Electric Company of Bahia), for collaborations and support during research and development. By bringing the lighting industry "onboard," TAMAR has gained important logistic support the effort to reduce artificial lights on beaches.

All three levels feed into one another (see diagram). For instance, ongoing research on the impact of different light types on the behaviour of hatchlings will help to redefine the laws and decrees, if necessary, while the public education campaign helps inform, increasing the level of voluntary compliance with lighting restrictions, thereby easing the necessity of legal enforcement. It is this type of multifaceted approach towards conservation that has the best results and the greatest chance for long-term success.

Despite the success, there are still some hurdles to overcome. One of the biggest difficulties is actual enforcement of the lighting restrictions. In the case of recalcitrant developers or homeowners, it may be necessary to issue citations and fines, although education and awareness campaigns of neighboring lots or even employees may also help (Kraus et al., 1998). We will also continue to test new technologies and lighting systems as they become available, to ensure they do not affect either nesting females or newly emerged hatchlings.

CONCLUSION

The campaign against photopollution in Brazil is an active process, that involves legislation, public education/awareness, and research and technical cooperation with utility companies. It is part of the larger conservation program headed by Projeto TAMAR that seeks greater harmony between coastal residents and sea turtles as a means to conserve and protect the marine coastal ecosystem.

ACKNOWLEDGMENTS

Projeto TAMAR is indebted to the coastal residents and fishermen whose tireless help has been invaluable for sea turtle conservation in Brazil. Projeto TAMAR is affiliated with IBAMA, comanaged by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by Petrobras. The photopollution campaign has also received support from COELBA and FMNA/MMA. We thank Gustave Lopez for help in putting together the poster, and Matthew Godfrey for help with the translation.

REFERENCES

Ehrhart, L.M., Bagley, DA, Uong, L.T., and Owen, R.D. 1996. Marine turtle nesting at Archie Carr National Wildlife Refuge in 1994: another record-breaking year for loggerhead and green turtle nest production. *In:* Proceedings of the 15th Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation (J.A. Keinath, D.E. Barnard, J.A. Musick, and B.A. Bell, eds). NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-387, pp. 79-83.

Kraus, M.C., Suitor, D.G., and Maheuron, J.K. 1998. "Lights out for turtles!" It can be done - beach lighting compliance at the local level. *In:* Proceedings for the 16lh Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation (R. Byles and Y. Fernandez, compilers). NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-412, pp. 87-88.

Peters, A. and Verhoeven, K.J.F. 1994. Impact of artificial lighting on the seaward orientation of hatchling loggerhead turtles. Journal of Herpetology 28:112-114.

Philibosian, R. 1976. Disorientation of hawksbill turtle hatchlings, *Eretmochelys imbricata,* by stadium lights. Copeia 1976: 824.

Witherington, B.E. 1992. Behavioral responses of nesting sea turtles to artificial lighting. Herpetogica 48: 31-39.

Cutaneous Papillomas of Green Turtles: A Morphological and Immunohistochemical Study in Brazilian Specimens

ELIANA REIKO MATUSHIMA[1], ADEMAR LONGATTO FILHO[2], CELSO DI LORETTO[2], CRISTINA TAKAMI KANAMURA[2], BERENICE GALLO[3], AND MARIA CECÍLIA BAPTISTOTTE[3]

[1]São Paulo University, Faculty of Veterinary Medicine and Animal Science, Department of Pathology;
[2] Division of Pathology of Adolfo Lutz Institute; *[3]Pró-TAMAR Foundation*

Eleven juvenile green turtles *(Chelonia mydas)* from the Atlantic Ocean, Brazil with multiple cutaneous papillomatosis were examined. Histologically, the papillomas exhibit stromal hyperplastic proliferation and epithelial proliferation. These lesions exhibit nuclear features suggestive of viral infection. Severe nuclear pleomorphism was also observed in all cases with epithelial proliferation. Nuclear halo of the large type was present in the cases with epithelial proliferation; in these cells, nuclear features are frequently dyscariotic, without inclusion. All fibropapillomas examined were negative for papillomavirus group-specific antigens (BPV) and herpesvirus group-specific antigens (HSVI / HSV2) by the peroxidase-antiperoxidase technique.

Introduction

Fibropapilloma in captured adult green sea turtles was first described by Lucke (1938) and Smith and Coates (1938), over 50 years ago. They observed that papillomas were distributed over the dorsal cervical region, axillary regions of the hindlimbs, eyelids and conjunctivae.

Since then the number of green turtles with papillomas seems to have increased. Of one hundred green turtles captured in the Indian River Lagoon System of east central coastal Florida, U.S.A, before 1982 none displayed this lesion, but 30 of 57 (57%) captured from 1982 to 1986 showed this proliferative arrangement. Similarly, Balazs (pers. comm.) observed that, in 1985 and 1986, tumors were present in 35% of all stranded turtles recovered from the Hawaiian Islands.

Previous work by Sundberg *et al.,* failed to papillomavirus antigens in reptilian species; but virus and fibropapillomas in green turtles; microscopic evaluation (H.E.) revealed areas of ballooning degeneration of epidermal cells associated with eosinophilic intra inclusions. Electron microscopy analysis showed that inclusions consisted of virus-like particles measuring 77 to 90 nm. Envelopment of these particles was observed the nuclear membrane and mature enveloped p measuring 110 to 120 nm were present in the cytoplasm. Morphology, size, and location of the particle compatible with those of the family Herpetoviridae.

The present study focused on features of cut papillomatosis lesions of green sea turtles. Lesions examined morphologically (H.E) and immunohistochemically. An attempt to characterize the etiological agent using a polyclinic antibody for bovine papillomavirus (BP monoclonal antibodies to herpes simplex virus (HSV 2 is also reported.

Materials and Methods

Samples of multiple cutaneous papillomatosis green turtles from the Atlantic ocean were examined Dept. of Pathology of the Veterinary Medicine and / Science Faculty of São Paulo Univ., Brazil, and Pathology Div. of Adolfo Lutz Institute, Brazil.

These turtles, from the coasts of São Paulo, E Santo and Bahia States, were juveniles weighing around 10kg.

Fragments of papillomas were fixed in 10% formalin buffered solution, processed according to routine histological methods, and sections of 5 um thickness were stained with hematoxylin-eosin (H.E.), for light microscopic examination.

Fragments of lesions were fixed in 10% formalin and embedded in paraffin. 4 um sections were submitted for immunohistochemical study. The protocol used was described by Hsu *et al.* (1981). After deparafinization, sections were treated with 3% hydrogen peroxide solution to block endogenous peroxidase activity. Incubation with polyclonal antibodies anti-papillomavirus (DAKO B580) and polyclonal antibodies anti-Herpes Simplex I (DAKO B114) and anti-Herpes Simplex II (DAKO B116), obtained from rabbits, were performed at 4°C for 18 hours. Subsequently, biotinyled goat anti-rabbit immunoglobulin (VECTOR BA1000) was added, and incubated at 37°C for 30 minutes. The amplification of the reaction was obtained with avidin-biotin-peroxidase complex (VECTOR PK4000) and incubated at 37°C for 30 minutes. All incubations were concluded with two PBS washings of 5 minutes each. 50 mg% diaminobenzidine (Sigma D5637) and 0.1 % H_2O_2 in PBS were used as chromogen substrate and Harris Hematoxylin in the counter staining.

Results

Papillomas were distributed over the dorsal cervical region, axillary regions of the hindlegs, eyelids and conjunctivae, and ranged from 0.5 cm to 10 cm in diameter. These formations involved all soft integumentary tissue, but were particularly numerous in the axillary and inguinal soft tissue adjacent to both forelegs and hindlegs (**Fig. 1**).

The smallest recognizable lesions were slightly raised, light-brown in color, oblong in shape and had rough surfaces. In the major lesions, the surfaces were verrucous often ulcerated. Upon gross evaluation all cases exhibited, dispersed on the papillomatosis formations, trematode infections. These appeared, in paraffin sections, as elliptical structures enveloped by a chestnut-brown capsule, surrounded by macrophagic giant cells present in the interstitial area of the proliferative tissue.

The major part of the papillomas exhibit stromal (conjunctive) hyperplastic proliferations, and other epithelial proliferations.

These lesions when compared with that of human papillomavirus lesions exhibit nuclear features suggestive of the viral infection which was observed in all cases with epithelial proliferation. Two cases with stromal hyperplasia showed a discrete epithelial proliferation associated with cytological evidences of the viral infection. Severe nuclear pleomorphism, not seen in all cases with predominantly conjuntive hyperplasia, was also observed in all cases with epithelial proliferation. Nuclear halo of the large type, similar to the human papillomavirus koilocyte, was present in the cases with epithelial proliferation; in these cells, nuclear features are frequently dyscariotic, without inclusion **(Fig.** 2).

All fibropapillomas examined were negative for papillomavirus group-specific antigens (BPV) and herpes virus group-specific antigens (HSV1/HSV2) by the peroxidase-antiperoxidase technique.

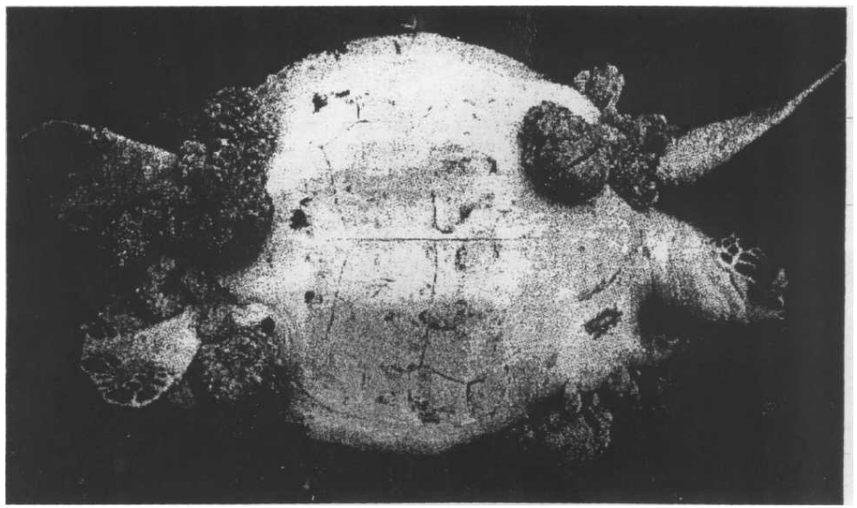


Figure 1. Green turtle fibropapillomas are particularly numerous in the axillary and inguinal soft tissue adjacent to both forelegs and hindlegs.

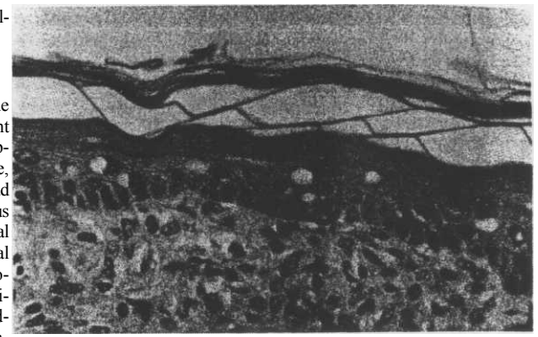


Figure 2. Microscopic lesion of the fibropapilloma (coloration HE and x 165.)

Discussion

The proliferative cutaneous lesions of the green turtles from this report were consistent with previous works which described fibropapillomas of green turtles from Florida (Lucke, 1938; Smith and Coates, 1938). The lesions had some morphological similarities with cutaneous fibropapillomas of mammals, i.e., epithelial hyperplasia marked proliferation of the dermal collagen and koilocytotic-like atypia, a cytopathological feature of productive papillomavirus infection (Koss and Durfee, 1956; Sundberg, 1984). Immunohistochemical and ultrastructural investigations failed to detect the viral particles.

Herpesvirus has also been found in papilloma lesions of a wide variety of vertebrates, including the European green lizard, *Lacerta viridis* (Raynaud and Adrian, 1976), African elephants, *Loxodonta africana* (Jacobson, Sundberg, Gaskin, Kollias and O' Banion, 1986), and green turtle, *Chelonia mydas* (Jacobson, Buergelt, Willians and Harris, 1991). The involvement of herpes virus as a primary agent of these lesions is, until now, uncertain. Except for its demonstration by indirect immunofluorescence or through the observation of intranuclear amphophilic inclusions in paraffin sections, there's no evidence of the activity of this virus in papillomatous lesions.

The occurrence of papillomas in dysjunct populations of green turtles, and the increased numbers of affected turtles in the Atlantic Ocean suggest that it may be caused by an infectious disease or by environmental influences such as chemical or physical pollution.

Further studies are required in order to explain the etiology and biological behavior of these papillomatous lesions.

References

Hsu, S.M., L. Raine, and H. Fanger. 1981. Use of Avidin-Biotin-Peroxidase Complex (ABC) in Immunoperoxidase Techniques: a comparison between ABC and Unlabeled Antibody (PAP) Procedures. J. Histochemistry and Cytochemistry 29(4):577-580.

Jacobson, E.R., J.L. Mansell, J.P. Sundberg, L. Haijar, M.E. Reichmann, L.M. Ehrhart, M. Walsh, and F. Murru. 1989. Cutaneous fibropapillomas of green turtles *{Chelonia mydas).* J. Comp. Path. 101: 39-52.

Jacobson E.R., C. Buergelt, B. Williams, and R.K. Harris. 1991. Herpesvirus in cutaneous fibropapillomas of the green turtle *Chelonia mydas.* Diseases of Aquatic Organisms 12: 1-6.

Lucke, B. 1938. Studies on tumors in cold-blooded vertebrates. Annual Report of the Tortugas Laboratory of the Carnegie Institute of Washington, 38: 92-94.

Smith, G. M. and C.W. Coates. 1938. Fibroepithelial growths of the skin in large marine turtles, *Chelonia mydas* (Linnaeus). Zoológica 23:93-06.

Sundberg, J. P., R.E. Junge, and W.D. Lancaster. 1984. Immunoperoxidase localization of papillomaviruses in hyperplastic and neoplastic epithelial lesions of animals. Am. J. Vet. Res. 45: 1441-1446.

Guia Prático de Identificação da Fauna Marinha em Fernando de Noronha: Primeira experiência brasileira na produção de um produto para interpretação submarina em PVC submergível.

Claudio Bellini e Taisi Maria Sanches
Projeto TAMAR/IBAMA, PE/RN – C.P. 50 – Fernando de Noronha – PE – 53990-000 – Brasil
(email: tamarfn@elogica.com.br)

I. Introdução: O Projeto TAMAR/IBAMA em Fernando de Noronha vem ao longo dos anos desenvolvendo produtos educacionais e científicos que objetivam a interpretação temática do meio ambiente. Este trabalho descreve etapas na elaboração do primeiro produto brasileiro para interpretação submarina em PVC submergível, denominado "A Vida Marinha em Fernando de Noronha - Guia Prático de Identificação", produzido pela Fundação Pró-TAMAR com o apoio do WWF Brasil, através de um fundo Finlandês.
O objetivo da criação deste guia, foi disponibilizar uma ferramenta didático-interpretativa para público leigo (turistas e visitantes) do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.

II. Material e Métodos: Inicialmente foram levantadas as espécies marinhas mais freqüentemente observadas em mergulhos, tendo-se como número básico cerca de cinqüenta diferentes espécies.
Após a seleção das espécies, foi separado material didático (guias e chaves para identificação) fornecido ao desenhista responsável pela elaboração das aquarelas. Dentro da política comunitária da Fundação Pró-TAMAR, foi contratado um artista de Fernando de Noronha, com conhecimentos básicos na prática de mergulho, tanto para que o artista selecionado pudesse observar a fauna marinha no seu habitat natural, quanto para proporcionar geração de emprego e renda local.
Com a elaboração das aquarelas, o próximo passo foi a checagem da coloração dos peixes que podem variar regionalmente. A revisão final da identificação com referida nomenclatura regional e científica dos peixes, classe mais abundante, ficou a cargo de um ictiólogo do Museu de Zoologia da USP.
Algumas espécies foram inseridas com nomenclatura genérica (p.ex. *Octopus sp, Harengula sp, etc.*) em função da existência de mais de uma espécie que não podem ser diferenciadas através de simples visualização.
Foram selecionadas as seguintes espécies para a composição do guia:

II. a) Peixes:

II. aa.) Cartilaginosos:

- Raia-xita: *Aetobatus narinari*
- Raia-manteiga: *Dasyatis americana*
- Raia-manta: *Manta birostris*
- Tubarão-de-recife: *Carcarhinus perezi*
- Tubarão-limão: *Negaprion brevirostris*
- Tubarão-lixa: *Gynglymostoma cirratum*

II. ab.) Ósseos:

- Caraúna, Barbeiro ou Cirurgião: *Acanthurus chirurgus*
- Dentão: *Lutjanus jocu*
- Sabonete ou Budião: *Halichoeres radiatus*
- Cangulo-preto: *Melichtys niger*
- Piraúna: *Cephalopholis fulva*
- Budião: *Sparisoma viride*
- Budião: *Sparisoma rubripinne*
- Frade: *Pomacanthus paru*
- Frade-real: *Holacanthus ciliares*
- Sargo-de-beiço: *Anisotremus surinamensis*
- Badejo ou Sirigado: *Mycteroperca bonaci*
- Guarajuba: *Carangoides sp*
- Xaréu-preto: *Caranx lugubris*
- Xaréu-branco: *Caranx latus*
- Pirajica: *Kyphosus sp*
- Donzela-de-rocas: *Stegastes rocasensis*
- Borboleta: *Cheetodon ocellatus*
- Budião-de-Noronha: *Thalassoma noronhanum*
- Xira: *Haemulon chrysargyreum*

- Papudinha: *Pempheris schomburgki*
- Mariquita: *Holocentrus adscencionis*
- Saberé ou Sargentinho: *Abudefduf saxatilis*
- Trilha: *Pseudupeneus maculatus*
- *Chromis multilineata*
- Baiacu: *Diodon sp*
- Peroá-rei: *Aluterus scriptus*
- Peixe-cofre: *Lactophrys sp*
- Linguado: *Bothus sp*
- Coió ou Falso-voador: *Dactylopterus volitans*
- Maria-da-toca: *Ophioblennius atlanticus*
- Trombeta: *Aulostomus maculatus*
- Sardinha: *Harengula sp*
- Peixe-agulha: *Hemiramphus sp*
- Barracuda: *Sphyraena barracuda*
- Mututuca: *Myrichthys ocellatus*
- Moréia-pintada: *Gymnothorax moringa*
- Moréia-verde ou Caramuru: *Gymnothorax funebris*

II. b.) Tartarugas Marinhas:

Tartaruga verde: *Chelonia mydas*

Tartaruga-de-pente: *Eretmochelys imbricata*

II. c.) Outros:

Golfinho-rotador: *Stenella longirostris*;

Lagosta: *Panullirus sp*

Polvo: *Octopus sp*

Após a checagem da fidelidade das aquarelas na representação dos indivíduos escolhidos, o material foi enviado para escaneamento e diagramação que ficaram a cargo de uma empresa comunicação, sob a supervisão dos autores. Várias provas foram realizadas até se chegar num *layout* final.

A procura de uma gráfica no Brasil, apta à desenvolver um produto de qualidade, obrigou-nos a visitas em grandes centros industriais, como São Paulo. A gráfica escolhida possui larga experiência na impressão de cartões de crédito e outros produtos em PVC.

O tamanho adotado foi de 240mm por 170mm com impressão em frente e verso, tanto pela praticidade no mergulho, como pelo tamanho das pranchas fornecidas pela gráfica. Analisou-se também diversas espessuras entre 0,3mm e 0,7mm, optando-se pela mais fina (0,3mm), em função da relação entre custo e benefício.

III. Discussão e Conclusão: Por se tratar de um produto interpretativo inédito no Brasil, considerando-se ainda que Fernando de Noronha possui a principal unidade de conservação marinha brasileira, o guia prático tornou-se uma peça de extremo sucesso junto aos visitantes. A observação de experiências nesta área em outros países como o "Comitato Parchi Nazionali e Reserve Analoghe d'Italia - Settore Mare" na Itália, materiais para interpretação em campo (mamíferos, répteis, peixes, outros) em parques nacionais nos EUA contribuíram para o desenvolvimento deste guia que levou aproximadamente dois anos entre a idealização e conclusão do projeto. Comparando-se com produtos similares importados, o guia "A Vida Marinha em Fernando de Noronha – Guia Prático de Identificação", ficou em alguns aspectos - como a qualidade das ilustrações, o material utilizado e a impressão -, melhor elaborado que alguns guias americanos, estando no mesmo nível de similares italianos.

Outro fator interessante na idealização do projeto de produção do guia foi a inclusão de uma cláusula que obriga a Fundação Pró-TAMAR – com os recursos obtidos pela venda do guia, inicialmente subvencionado pelo WWF – à produção de novas tiragens sempre que estiverem próximas do final. Calculados os custos de produção mais o lucro, torna-se um produto permanentemente disponível aos turistas e auto-sustentável.

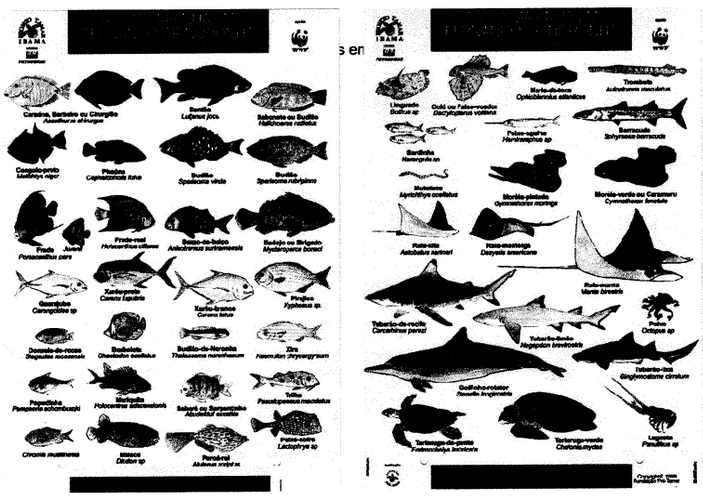
Agradecimentos: Ao WWF Brasil e WWF Finlândia, a Sylvia Mitraud, responsável pelo Programa de Ecoturismo (WWF – Brasil) até 1999, ao desenhista Márcio Dumel, ao ictiólogo Rodrigo L. de Moura, ZdiZain Comunicação e Petrograph.

/ A minha eterna princesa Taisi Maria com muita saudade todo o meu carinho.

Referências Bibliográficas:

1. Bellini, C. and T. M. Sanches. 1996. *Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil.* Marine Turtle Newsletter 74:12-13.
2. Randal, J.E., 1996. *Caribbean Reef Fishes.* TFH Publ., Inc., 368 p.
3. Lieske, E & Myeus, R.. 1996. *Coral Reef Fishes Caribbean, Indian Ocean and Pacific Ocean, including the Red Sea.* Princeton Univ. Press, 400 p.
4. Humann, P. 1997. *Reef Fish Identification - Florida, Caribbean, Bahamas.* Ed. Ned Deloach, New Would Publ., Inc. 2ª. Edit., 396 p.
5. *Guide to Pacific Coast Inshore Fish,* 1996, 2ª. Edit., by Daniel W. Gotshall by Natural World Press, USA.
6. *La Vita Nelle Acque Costeire*, WWF, Disegni Fulco Pratesi, Comitato Parchi Nazionali e Reserve Analoghe d'Italia - Settore Mare, Italia.
7. *Mac's Field Guide to Southwest Coastal Fishes,* 1988, by M.F.G, USA.
8. *Mac's Field Guide to North American Reptiles*, 1992, Seatte, USA
9. *Mammals of the Sierra Nevada,* 1991, by Elizabet Morales-Dennery & Yosemite Assoc. Designed by San Rafael Design Group, USA.

O Projeto TAMAR/IBAMA é patrocinado pela Petrobras e co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR.



TEMPORADA REPRODUTIVA DA TARTARUGA MARINHA *Chelonia mydas* EM FERNANDO DE NORONHA, PE, BRASIL-CAMPANHA: 96/97.Cláudio Bellini [1]; Taisi M. Sanches [2]; Valéria & Fábio L. das C. Oliveira [2] (Projeto TAMAR/IBAMA tamarmarfn@elogica.com.br [2]Fundação Pro-TAMAR, tamarmarfnt@elogica.com.br

O Projeto Tartaruga Marinha (TAMAR/IBAMA) iniciou em 1984 o monitoramento das temporadas reprodutivas de ***Chelonia mydas,*** a tartaruga verde, em Fernando de Noronha como parte do programa nacional para proteção e pesquisa das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorre no Brasil. O primeiro levantamento realizado mostrou desta mesma espécie como a Ilha da Trindade (ES)que é a principal área de reprodução no Atlântico Sul e o Atol das Rocas, a segunda área de reprodução mais importante. Apesar destas áreas possuírem condições oceano- e geográficas muito similares, nunca foram habitadas como Fernando de Noronha onde as tartarugas marinhas serviram como recurso alimentar por muito tempo. Desde o início das atividades do Projeto TAMAR não ocorreram mais abates, nem predação humana sobre as desovas. Desta maneira, ano a ano o número de ninhos e fêmeas flagradas tem aumentado ligeiramente, obedecendo as flutuações naturais que acontecem entre as temporadas reprodutivas das tartarugas marinhas. Durante a temporada 96/97 foram registrados 62 ocorrências (43 ,5% de flagrantes), 33 ninhos (2 foram perdidos por inundação da maré), 06 fêmeas, das quais uma havia sido marcada em 1994, e protegidos 2613 filhotes. O número médio de ninhos por fêmea foi 5 e a média de ovos por ninho foi 104. A média do período de incubação dos ovos foi 51 dias e a taxa de eclosão de filhotes foi 81,0 %. A maior fêmea possuía carapaça com 122,0 cm de comprimento por 116,0 cm de largura, sendo que o comprimento e a largura da menor fêmea era 105,0 cm e 103,0 cm respectivamente.

O Projeto TAMAR é patrocinado pela Petrobras S.A..

BELLINI, C., SANCHES, T.M.; BARROS, V.M.G.; SANCHES, R.; OLIVEIRA, F.L. dos C. Temporada reprodutiva da tartaruga marinha Chelonia mydas em Fernando de Noronha, PE, Brasil – Campanha:96/97. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 23., 2000. Cuiabá. **Anais...**, [S.l:s.n.], 2000.

TEMPORADA REPRODUTIVA DA TARTARUGA MARINHA *Chelonia mydas* EM FERNANDO DE NORONHA, PE, BRASIL – CAMPANHA: 98/99.

Claudio Bellini[1]; Taisi M. Sanches[2] & Rafael P. de Lima[2] ([1]Projeto TAMAR/IBAMA, tamarfn@elogica.com.br; [2]Fundação Pró-TAMAR, tamarfnt@elogica.com.br)

O Projeto TAMAR/IBAMA, criado em 1980 para proteger e pesquisar as tartarugas marinhas do Brasil, monitora as temporadas reprodutivas da tartaruga verde ***Chelonia mydas*** no arquipélago de Fernando de Noronha desde 1984. Durante a temporada 98/99 foram registradas 130 ocorrências sendo 66 "Com Desova" (destas foram perdidas 5), 30 "Sem desova" e 34 "Meia Lua" - Observou-se uma "Meia Lua" na Praia do Meio onde, normalmente não são registradas ocorrências. A maior parte dos ninhos foi na Praia do Leão (69,7%) sendo o restante nas praias do Americano (4,5%), do Bode (7,6%), da Quixabinha (1,5%), da Cacimba do Padre (1,5%) e do Sancho (15,2%). As desovas perdidas foram devido à predação pelo lagarto ***Tupinambis teguixim*** - introduzido na ilha há anos -, à ação da chuva ou ao desenterramento da desova por outra fêmea. Foram flagradas 12 fêmeas sendo que 3 estavam em retorno da temporada 95/96. A menor fêmea media 105,0cm de comprimento e 97,0cm de largura, sendo 122,0cm e 108,0cm o comprimento e a largura da maior, respectivamente. Para os 59 ninhos mantidos "*in situ*" o tempo médio de incubação foi 54 dias (mínimo = 49 e máximo = 64 dias) e a taxa média de eclosão foi 75,1% (mínima = 0% e máxima = 99,2%). Para os 3 ninhos transferidos para a própria praia da desova o tempo médio de incubação foi 53 dias (mínimo = 51 e máximo = 55 dias) e a taxa média de eclosão foi 58,7% (mínima = 0% e máxima = 95,9%). A média de ninhos por fêmea foi 5,5 e a média de ovos por ninho foi 117,4. Foram registrados 5868 filhotes. Desde 1984 foram registradas 87 fêmeas em FN sendo esta temporada a segunda melhor desde a implantação do TAMAR no arquipélago – a temporada "record" foi 93/94.

O Projeto TAMAR é patrocinado pela Petrobras S.A.

BELLINI, C.; SANCHES, T.M.; LIMA, R.P. de. Temporada reprodutiva da tartaruga marinha *Chelonia mydas* em Fernando de Noronha, PE- Brasil – Campanha:98/99. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 23., 2000. Cuiabá. **Anais...**, [S.l.:s.n.], 2000.

A BASE DO PROJETO TAMAR–IBAMA EM UBATUBA (ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL): CONSERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS EM UMA ÁREA DE ALIMENTAÇÃO

Berenice M. G. Gallo [1], Suami Macedo [2], Bruno de B. Giffoni [1],
José Henrique Becker [1] e Paulo C. R. Barata [3, 1]

[1] Fundação Pró-TAMAR, Rua Antonio Athanásio 273, 11680-000 Ubatuba, SP – Brasil.
E-mail: tamaruba@iconet.com.br

[2] Projeto TAMAR / IBAMA, Rua Antonio Athanásio 273, 11680-000 Ubatuba, SP – Brasil

[3] Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões 1480 - 8A, 21041-210 Rio de Janeiro, RJ – Brasil

Introdução

O Projeto TAMAR–IBAMA (Projeto Tartaruga Marinha) foi criado em 1980 pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis) e é co-administrado pela Fundação Pró-TAMAR, uma ONG. O Projeto TAMAR mantém atualmente 21 bases de trabalho, monitorando mais de 1000 km do litoral brasileiro e três ilhas oceânicas (Marcovaldi e Marcovaldi 1999). Depois de 10 anos de trabalho nas principais praias de desova, decidiu-se, em 1990, iniciar trabalhos em áreas de alimentação onde houvesse alta incidência de captura acidental de tartarugas marinhas por pescadores locais. A primeira base em uma área de alimentação foi criada em Ubatuba, Estado de São Paulo. Um levantamento inicial demonstrou o grande número de capturas acidentais em Ubatuba, principalmente de juvenis da tartaruga verde (*Chelonia mydas*), o que qualificava a área como de importância em relação a atividades de conservação. O trabalho de campo regular começou em janeiro de 1991. Atualmente, Ubatuba é, entre as bases do Projeto TAMAR, a que está situada mais ao sul do Brasil. Este trabalho mostra, de forma resumida, os métodos adotados pelo Projeto TAMAR em Ubatuba, apresenta alguns dados colhidos entre 1991 e 1998 e discute brevemente a situação de conservação das tartarugas marinhas naquela área.

Materiais e Métodos

Descrição da área. – Ubatuba é um município localizado no norte do litoral do Estado de São Paulo. Sua área é de 682 km^2 e seu litoral tem cerca de 100 km. A cidade de Ubatuba, sede do município, está localizada nas coordenadas 23° 26' S, 45° 05' W, exatamente sobre o Trópico do Capricórnio. Por estrada, dista cerca de 320 km do Rio de Janeiro e 240 da cidade de São Paulo. O clima de Ubatuba é de temperatura moderada e bastante chuvoso. A população era de 55033 pessoas em 1996 (fonte: IBGE), mas, principalmente no verão ou em feriados, há uma população flutuante muitas vezes maior, pois o turismo é a principal atividade econômica do local. Além do turismo, a pesca é outra importante atividade econômica na região. O litoral de Ubatuba alterna praias com costões rochosos. Possui mais de 70 praias, algumas bastante isoladas, acessíveis apenas por mar ou por trilhas na mata Atlântica. Muitas das praias são ocupadas por comunidades tradicionais (os "caiçaras"), para as quais a pesca artesanal é a principal fonte de renda. Em Ubatuba existe também uma pesca comercial de pequena escala, direcionada principalmente ao camarão. Capturas acidentais de

tartarugas marinhas ocorrem tanto na pesca artesanal quanto na comercial. As principais artes de pesca utilizadas em Ubatuba são: cercos flutuantes, redes de espera (ou redes de tresmalho), redes "de tróia", redes de arrasto e linha com anzol (utilizada mais por amadores e turistas).

Métodos de campo. – Com início em janeiro de 1991, foi realizado um levantamento com o objetivo de obter informações básicas quanto à ocorrência e captura de tartarugas marinhas: estação do ano com mais capturas, espécies, distribuição das tartarugas por tamanho, as artes de pesca que as capturam, o destino das tartarugas (liberadas vivas ao mar? mortas para serem retiradas da rede? posteriormente consumidas?), etc. Neste levantamento, procurou-se também avaliar o conhecimento dos pescadores quanto à situação de conservação das tartarugas marinhas e sobre as normas ambientais relativas a esta questão. O levantamento mostrou que muitas artes de pesca capturavam tartarugas em Ubatuba. Como os cercos flutuantes têm uma localização fixa, acesso relativamente fácil, uma rotina diária de trabalho e capturavam um grande número de animais, por razões operacionais o Projeto TAMAR optou por concentrar os seus esforços inicialmente neste método de pesca. Gradualmente, outras artes de pesca foram sendo contactadas. Foi então estabelecida uma parceria com os pescadores, que concordaram em comunicar ao Projeto TAMAR (por telefone, rádio ou como fosse possível) a captura de tartarugas nos cercos flutuantes ou por outro método. O Projeto TAMAR não mantém observadores nas praias e locais de pesca, e depende das comunicaçãoes dos pescadores para ter conhecimento das capturas. Eventualmente, outras pessoas (turistas, funcionários da prefeitura, etc.) comunicam ao Projeto TAMAR a existência de uma tartaruga encontrada morta, boiando ou capturada por qualquer meio. Os pescadores colaboram com o programa de conservaçào sem nenhuma remuneracão ou ganho direto. Sua participação é totalmente baseada na boa-vontade e na compreensão dos objetivos do programa. Embora a captura acidental das tartarugas possa lhes trazer danos às redes, e comunicar estas capturas lhes tome tempo e implica na mudança de antigos hábitos de consumo de tartarugas, muitos pescadores colaboram com o Projeto. Algumas ações realizadas pelo TAMAR reforçam esta parceria com os pescadores, como atividades educacionais e o desenvolvimento de fontes alternativas de renda para as comunidades, como o artesanato (Figura 1), cultivo de mexilhões e reciclagem de papel. O Projeto TAMAR utiliza-se de vários meios para se aproximar da populacao local, turistas, estudantes e do público em geral. A base do Projeto TAMAR em Ubatuba possui tanques com várias espécies de tartarugas marinhas, um pequeno museu, sala de vídeo, cartazes sobre a história natural das tartarugas e sobre a conservação do ambiente marinho e uma pequena biblioteca. Regularmente, são proferidas palestras para grupos de residentes locais, escolas e universidades, e cerca de 40 estagiários (estudantes universitários) participam do programa de estágio em conservação das tartarugas marinhas em Ubatuba a cada ano.



Coleta de dados. – As atividades de campo do Projeto TAMAR em Ubatuba ocorrem durante todo o ano. Quando uma comunicação de captura é recebida, um técnico da equipe vai ao local e a tartaruga é identificada quanto à espécie, medida e marcada – desde abril de 1995, duas marcas metálicas numeradas são colocadas em cada animal. Se uma tartaruga é encontrada já portando marcas, estas são registradas. Além disto, são registrados o local da captura, data e hora, método de captura, sexo (quando possível), condição de saúde da tartaruga e qualquer outra informação especial. Todas as informações são armazenadas em banco de dados em computador. Desde 1998, uma amostra de tecido é retirada de algumas tartarugas, para análises genéticas (feitas em colaboração com Eugenia Naro, para sua tese de doutorado na Universidade de Columbia, USA). A presença de fibropapilomas (um tipo de tumor que vem afetando as tartarugas marinhas em todo o mundo) é registrada, quando ocorre, e algumas amostras dos tumores são levadas a análise. Se a tartaruga está em boas condições, é em seguida liberada ao mar. Caso contrário, é trazida para a base do Projeto TAMAR, para recuperação. Em situações especiais, quando necessário e possível, os tumores são removidos cirurgicamente (em uma colaboração com a Dra. Eliana Matushima, Departamento de Medicina Veterinária, Universidade de São Paulo).

Figura 1. Tartarugas de pano cheias de areia são feitas por uma moradora de Ubatuba. O desenvolvimento de atividades econômicas alternativas, como o artesanato, estimula o envolvimento das comunidades locais com o programa de conservação.

Resultados e discussão

A Figura 2 mostra o total de capturas por ano, por espécie e condiçào da tartaruga. A grande maioria das capturas (98,4%) são de tartarugas verdes, *Chelonia mydas*. Embora os registros de capturas

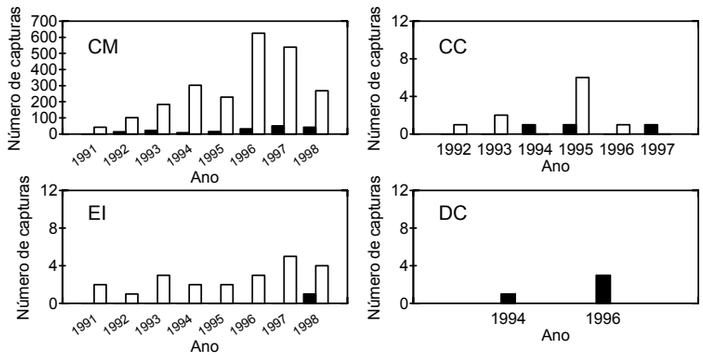


Figura 2. Número de capturas por ano, por espécie e condição na captura (viva ou morta), 1991– 1998. Observar que as escalas verticais são diferentes entre os gráficos. Barras brancas = tartarugas capturadas vivas, barras pretas = tartarugas capturadas mortas. Número total de capturas na figura: n = 2515. CM = *Chelonia mydas*, CC = *Caretta caretta*, EI = *Eretmochelys imbricata*, DC = *Dermochelys coriacea*.

sejam totalmente dependentes dos métodos adotados pelo Projeto TAMAR em Ubatuba, observações da equipe técnica confirmam que a *Chelonia mydas* é a espécie mais abundante na região. A grande maioria das tartarugas são capturadas vivas (Figura 2), e em seguida liberadas ao mar. Os cercos flutuantes são responsáveis por 80,4% das capturas (o que reflete a opção inicial do Projeto TAMAR de trabalhar principalmente com esta arte de pesca), mas redes de espera e redes "de tróia" capturam também um número significativo de tartarugas. Em Ubatuba, as *Chelonia mydas* são geralmente juvenis (n = 2246, média do comprimento curvo da carapaça = 40.6 cm, extensão 27.0–96.0 cm), assim como as *Caretta caretta* (n = 12, média = 63.0 cm, extensão = 32.5–85.0 cm) e as *Eretmochelys imbricata* (n = 20, média = 47.0 cm, extensão = 32.0–67.0 cm). As *Dermochelys coriacea* (todas encontradas mortas, Figura 2) são juvenis grandes ou adultas (n = 4, média = 137.0 cm, extensão = 120.0–160.0 cm). Diversas recapturas de tartarugas previamente marcadas em Ubatuba foram registras entre 1991 e 1998, a grande maioria reencontradas na própria região . No entanto, foram registradas (por equipes do Projeto TAMAR em outros estados ou por pescadores) algumas recapturas de longa distância de tartarugas inicialmente marcadas em Ubatuba. 18 tartarugas (todas *Chelonia mydas* juvenis) foram recapturadas a distâncias superiores a 150 km de Ubatuba, tanto para o norte quanto para o sul. As recapturas mais distantes ocorreram próximo à cidade de Rio Grande (Rio Grande do Sul), a cerca de 1200 km de Ubatuba, e em Mucuri, no sul da Bahia, a cerca de 900 km. Embora existam no Oceano Atlântico várias praias importantes de desova para as quatro espécies encontradas em Ubatuba, a origem das tartarugas capturadas nesta região permanece desconhecida.

Como já foi observado, todos os resultados obtidos pelo Projeto TAMAR em Ubatuba são dependentes dos métodos de campo adotados (o esquema amostral). A conservaçào das tartarugas marinhas, conforme praticada pelo Projeto TAMAR, não é entendida apenas como uma questão biológica, já que depende também de componentes culturais e econômicos locais. Acreditamos que os resultados obtidos pelo Projeto TAMAR em Ubatuba sejam significativos, pois as tartarugas não são mais consumidas nos principais locais de pesca, a mensagem da conservação vem sendo transmitida a moradores locais, visitantes e estudantes, o desenvolvimento de atividades econômicas alternativas tem trazido melhorias à qualidade de vida dos moradores locais e vêm sendo coletadas informações biológicas e ecológicas importantes sobre as tartarugas marinhas em Ubatuba.

Referências bibliográficas

Marcovaldi, M.A., e dei Marcovaldi, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35-41.

GALLO, B. M.; MACEDO, S.; GIFFONI, B. de B.; BECKER, J. H.; BARATA, P. C. R. A base do Projeto TAMAR – IBAMA em Ubatuba (Estado de São Paulo, Brasil): Conservação das tartarugas marinhas em uma área de alimentação. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 13., 2000. Itajaí. **Anais...**, Itajaí: UNIVALI, 2000, p.500-502.

ATUAÇÃO DO PROJETO TAMAR - IBAMA EM ÁREAS DE ALIMENTAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL

MARCOVALDI, M. A.[1]; SILVA, A. C.C.D. [2]; GALLO, B. M. G.[2]; BAPTISTOTTE, C.[2]; VIEITAS, C. F.[2], BELLINI, C.[2]; LIMA, E. H. S. M.[2]; DE CASTILHOS, J. C.[2]; THOMÉ, J. C. A.[2]; SANCHES, T. M.[2]

[1] Coordenação Nacional, Projeto TAMAR-IBAMA / Fundação Pró-TAMAR - CP2219, Salvador BA, CEP 40210-970 - Brasil. E-mail: protamar@e-net.com.br

[2] Coordenadores Técnicos Regionais, Projeto TAMAR-IBAMA / Fundação Pró-TAMAR - CP2219, Salvador BA, CEP 40210-970 - Brasil

INTRODUÇÃO

As principais áreas de desova das tartarugas marinhas no Brasil estão protegidas desde 1980 pelo Projeto TAMAR - IBAMA (ProjetoTartaruga Marinha, co-administrado pelo IBAMA e pela fundação Pró-TAMAR) (MARCOVALDI e MARCOVALDI, 1999). Das sete espécies de tartarugas marinhas existentes no mundo, cinco são encontradas no Brasil: as tartarugas cabeçuda (*Caretta caretta),* verde *(Chelonia mydas),* de couro (*Dermochelys coriacea),* de pente *(Eretmochelys imbricata)* e oliva *(Lepidochelys olivacea).* Uma vez que as mais importantes áreas de desova estavam protegidas, em 1991 o Projeto TAMAR começou a operar nas principais áreas de alimentação, onde o nível de capturas acidentais por atividades de pesca é geralmente alto (MARCOVALDI, 1991). Após um levantamento inicial, os trabalhos em áreas de alimentação começaram em Ubatuba-SP, onde foi criada uma base do Projeto TAMAR, e em anos posteriores iniciaram-se atividades em Almofala-CE (onde foi criada outra base) e no Pontal do Peba-AL. Além disto, no entorno de algumas das praias de desova há interações das tartarugas marinhas com atividades de pesca, além de observações de tartarugas que aparecem encalhadas ou mortas na praia, ou de tartarugas apenas se alimentando ou descansando no mar. Registros deste tipo, que não são diretamente relativos às atividades de reprodução das tartarugas, podem ocorrer em qualquer das bases do Projeto TAMAR (Figura 1). Este trabalho tem como objetivo oferecer um panorama geral das atividades do Projeto TAMAR nas áreas de alimentação, incluindo dados sobre registros não reprodutivos obtidos no entorno de áreas de desova.

MATERIAIS E MÉTODOS

Como foi feito em relação aos registros produtivos, Um banco de dados foi criado para padronizar e organizar as informações coletadas nas áreas de alimentação. São registrados neste banco de dados: data, local, hora da ocorrência, forma de captura ou de obtenção do registro, condição da tartaruga (viva, morta, afogada), espécie, medidas biométricas (comprimento e largura da carapaça), sexo (quando possível), número das marcas aplicadas à tartaruga e resultado da ocorrência (morta, devolvida ao mar, encaminhada para recuperação em tanques), além de qualquer outra observação especial. O registro dos dados segue os seguintes passos: registro em livro de campo, registro em um banco de dados regional e reunião dos dados em um banco de dados nacional, onde toda a informação das diversas bases no Brasil fica armazenada. Informações detalhadas sobre os métodos de pesca que mais frequentemente capturam tartarugas marinhas ficam armazenadas no banco de dados, e um manual descrevendo estas artes de pesca está em fase final de preparação (Fundação Pró-TAMAR, em preparação). A análise das informações existentes no banco de dados possibilita a identificação das principais ameças às tartarugas marinhas e auxilia na definição de estratégias apropriadas para o manejo e conservação destes animais. Ademais, foram transferidos para este banco de dados todos os registros coletados desde 1980 nas áreas de desova que não fossem diretamente relativos à reprodução das tartarugas marinhas.

Em cada área, o Projeto TAMAR aplica metodologias de conservação adequadas a cada situação. Dependendo de características físicas da área e de características culturais, a estratégia de trabalho é dividida em duas frentes principais. Primeiro, são realizadas atividades de educação ambiental em locais com altos níveis de captura, com o objetivo de mostrar aos pescadores os riscos que algumas técnicas de pesca trazem para as tartarugas marinhas e para o ambiente marinho. Por meio da campanha "Nem tudo que cai na rede é peixe", são ensinadas aos pescadores e às comunidades costeiras técnicas de reanimação de tartarugas que são encontradas inconscientes. Esta campanha inclui conversas informais, distribuição de folhetos e cartazes informativos e apresentação de vídeos - um vídeo de 5 minutos, com o uso de desenhos animados, foi feito especialmente com este propósito.

A contratação de pescadores para trabalhar na proteção às tartarugas, orientando outros pescadores sobre os melhores locais para a colocação de redes, além do desenvolvimento de atividades económicas alternativas que respeitem o meio-ambiente, estes são outros aspectos deste programa.

O Projeto TAMAR tem. como objetivo

procurar reviver e manter a identidade cultural das comunidades de áreas costeiras, por meio de técnicas que envolvam diretamente estas comunidades, como a promoção de festas e festivais que tenham a tartaruga marinha como tema. Estas estratégias são utilizadas principalmente nas bases de Ubatuba-SP Alfmofala-CE (Figura 1).

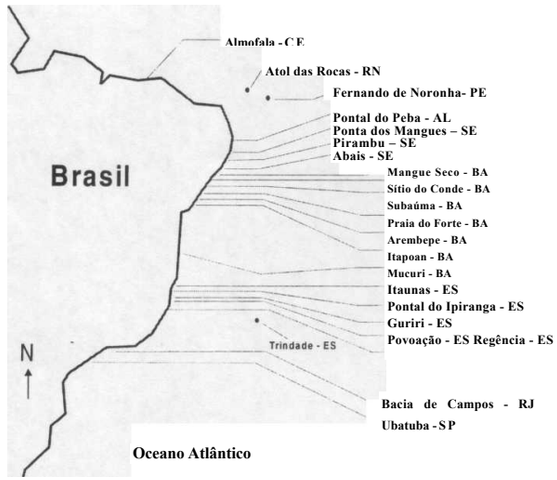


Figura 1: Bases do Projeto TAMAR

A segunda estratégia, que começou a ser empregada em 1987, são os estudos de comportamento e de crescimento das tartarugas no mar, que são realizados em locais com boas condições para o mergulho livre. Desta forma, pesquisadores capturam as tartarugas, que são marcadas, medidas e pesadas, sendo então imediatamente liberadas ao mar (BELLINI e SANCHES, 1996). Como a captura das tartarugas por megulho livre é uma atividade especializada, o Projeto TAMAR está empenhado no momento em treinar estagiários e membros do seu corpo *úe* técnicos nesta técnica. Estes métodos sa utilizados principalmente em no Arquipélago d«-Fernando de Noronha e no Atol das Rocas (Figura 1).

RESULTADOS

De 1980 até 1997, de um total de 6561 registre-44,1% correspondem a tartarugas encontrada mortas ou encalhadas em más condições na praia e que vieram a morrer (Tabela 1). Na maior parte

Tabela 1. Número de tartarugas mortas registradas pelo Projeto TAMAR na costa brasileira 1980-1997, por espécie

Espécie	Número de Registros
Chelonia mydas	953
Eretmochelys imbricata	45
Caretta caretta	154
Lepidochelys olivacea	202
Dermochelys coriacea	10
Não Identificada	1530
Total	**2894**

j

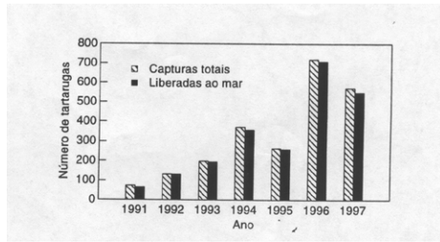


Figura 2. Número de tartarugas capturadas em artes de pesca (incluindo mergulho livre) e liberadas ao mar pelo Projeto TAMAR, 1991-1997

dos casos, a causa da morte não pode ser cientificada, devido ao avançado estado recomposição, o que pode indicar que estas -iodes ocorreram em locais afastados da costa e/ou em locais afastados das bases do Projeto TAMAR. A Figura 2 mostra os resultados obtidos entre 1991 e 1997 em relação às capturas em artes de pesca, ncluindo as capturas em mergulho livre. De um total de 2328 capturas, 97,3% resultaram na liberação da tartaruga em bom estado ao mar. As tartarugas são capturadas principalmente por meios artesanais, dos quais os mais comuns são cercos flutuantes, redes de espera e currais de pesca.

DISCUSSÃO

O Projeto TAMAR vem procurando uma melhor compreensão dos diferentes estágios do ciclo de vida das tartarugas marinhas e está trabalhando para protegê-las nos vários estágios, assim como os seus habitats. Todo o trabalho está sendo conduzido considerando o meio ambiente e as condições sociais, económicas e culturais das comunidades locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BELLINI, C. e T.M. SANCHES. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter, 74: 12-13.

FUNDAÇÃO Pró-TAMAR, em preparação. Manual das artes de pesca que capturam tartarugas marinhas no Brasil.

MARCOVALDI, M.A. 1991. Sea Turtle Conservation Program in Brazil expands activities. Marine Turtle Newsletter, 52: 2-3.

MARCOVALDI, M.A. e Dei MARCOVALDI, G.G. 1999. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. Biological Conservation 91: 35

OSTREICULTURA COMUNITÁRIA DE PONTA DOS MANGUES/ SE IMPLANTAÇÃO DE ALTERNATIVAS ECONÔMICAS SUSTENTÁVEIS.

Augusto César Coelho Dias da Silva, Roque Tosta Fraga, Victor José de Andrade Patiri, Thiago Mota Cardoso, José Carlos Bezerra Jr, Fábio Lira das Candeias Oliveira (Projeto TAMAR/IBAMA, Fundação Pró-TAMAR, Fundação Pró-TAMAR & CONATURA).

A OSTREICULTURA Comunitária de ponta dos Mangues, Sergipe, iniciou-se em dezembro de 1997. Localiza-se na laguna estuarina formada a partir da Barra Sul do Rio São Francisco, que apresenta profundidade média de 3,0 m e grande influência marinha evidenciada pela salinidade sempre superior a 29‰ . Ponta dos Mangues possui uma população de aproximadamente 370 habitantes que sobrevivem basicamente da cultura de coco-da-baía, da pesca e da coleta extrativista. A ostra do mangue *(Crassostrea rhizophorae)* está presente em boa parte do estuário, ocorrendo, preferencialmente junto as raízes e caules do mangue vermelho *(Rhizophora mangle)*. Entretanto, a sua coleta, sem um plano de manejo adequado para a preservação, vem provocando danos consideráveis aos bancos naturais que são explorados continuamente, tendo, como conseqüência direta, a distribuição do seu substrato (SILVA et al, 1998). Esta atividade vem acontecendo ao longo dos anos, constatando-se o corte das raízes do mangue, para a retirada de ostras e madeira utilizada como lenha e estacas para moradia. O objetivo do estudo é analisar os principais fatores sócio-ambientais que possibilitam o desenvolvimento do cultivo comunitário de ostras em Ponta do Mangues. Procurando-se evitar interferências na dinâmica da circulação da água e destruição do manguezal, optou-se pela aplicação do método de "ostreicultura do tipo pendente" (MASTALLER), 1987), adaptado-o à realidade local, com a aplicação de estruturas de madeira de baixo custo e fácil aquisição, como troncos de coqueiros, bambus e eucalipto. Realizaram-se análises da qualidade da água local e, de acordo com os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 20/86 , encontraram-se os seguintes resultados: coliformes fecais: 02 colônias/100 mililitros; e metais pesados (mg/l): Cádmio < 0,0001, Cobre = 0,0001, Chumbo = 0,003, Zinco = 0,025, Níquel = 0,010 e Cromo = 0,00002). Observaram-se, para os metais pesados, níveis de concentrações inferiores aos exigidos pelo CONAMA, portanto não oferecendo riscos para o cultivo e consumo de ostras. Devido à grande quantidade de larvas disponíveis no ambiente, foram utilizados dois tipos de coletores, um do tipo "colar de cascas", para fixação de *spats* e engorda, com 20 cascas cada, e outro para coleta de sementes confeccionado a partir de garrafas descartáveis de polietileno cortadas em fitas de 20 cm (MASTALLER, 1987 e SILVA et al, 1988). Cada "colar de casca" produziu, em média, 190 gramas de carne pré cozida, em um período de 170 dias. Os coletores de sementes captaram, em média, 300 sementes, em cerca de 35 dias. Observou-se, em alguns coletores, a retirada de mais de 1.000 sementes, que foram selecionadas por tamanho e enviadas para diversas instituições de todo o País. Os resultados obtidos revelaram que a região possui um grande potencial para o desenvolvimento de cultivo de ostras, não sendo constatado, até o momento, impactos negativos ao ambiente local. Além disto, tem sido enfatizado que esta metodologia possui pouco ou nenhum impacto ecológico sobre o

manguezal, sendo mais apropriada para projetos de desenvolvimento da pesca em áreas onde a introdução de novos esforços de aquicultura estão fora de cogitação (MASTALLER, 1987). Espera-se que a ostreicultura comunitária possa contribuir para a recuperação dos bancos naturais de ostras em Ponta dos Mangues. Em paralelo, desenvolve-se um programa de educação ambiental coma comunidade, visando capacitar e informar a população a respeito da importância do trabalho comunitário, preservação do meio ambiente e valorização dos aspectos da cultura e tradições do local (CASTILHOS, 1997). A participação comunitária, inicialmente desacreditada com apenas um envolvido, conta atualmente com 13 pessoas, sendo a maior fonte de renda da comunidade local. Outras pessoas encontram-se interessadas em participar do Projeto, abrindo perspectivas para a consolidação de uma possível alternativa sustentável. A realização de constantes reuniões junto aos pescadores, bem como a participação destes em uma cooperativa local, são fatores importantes para a inserção social e estímulo ao trabalho comunitário. A Ostreicultura comunitária pode vir a ser uma alternativa econômica para as populações carentes, desde que sejam utilizadas matérias-primas disponíveis na região e que, simultaneamente, não interfira no meio ambiente. Pode-se estimular, através da geração de empregos diretos e indiretos, a profissionalização da população, gerando perspectivas de um futuro melhor. Contudo, necessita-se de uma maior integração entre os governos locais, a comunidade e a sociedade civil organizada, no sentido de se elegerem e adotarem estratégias eficientes que sejam prioritárias para gestão e manejo dos recursos naturais disponíveis na região.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

SILVA, A.C.C.D. da., SANTOS, S.M. & FRAGA, R.T. *Introdução da ostreicultura em comunidades no estuário do Rio São Francisco, fixação e crescimento de ostras Crassostrea rhizophorae*. Simpósio Brasileiro de Aquicultura, 10., resumos, Recife, PE, 2-6Novembro, p.182, 1998.

MASTALLER, M. *Resumos da literatura sobre conceitos do uso da área de mangue, com referência especial para aquicultura artesanal*. Brasília; IBAMA; p.31, 1987.

CASTILHOS, J.C.; ALVES, D.A.R. & SILVA, A.C.C.D. da. *Resgate cultural e conservação de tartarugas marinhas*. ***In***: S.M. Padua & M.F. Tabanez (orgs), Educação ambiental: Caminhos trilhados no Brasil, IPÊ Instituto de Pesquisa Ecológicas (ed), pp.147-156, 1997.

SILVA, A.C.C.D.da; FRAGA, R.T; PATIRI, V.J.A.; CARDOSO, T.M.; BEZERRA, J.C.; OLIVEIRA,F.L. das C. Ostreicultura comunitária de Ponta dos Mangues/SE – implantação de alternativas econômicas sustentáveis. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE, 2., 2000. Salvador. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 2000, p.133-135.

PROJETO TAMAR E PROGRAMA DE VISITAS ORIENTADAS/ECOTURISMO EM PIRAMBU-SE

Augusto César Coelho Dias da Silva; Fábio Lira das Candeias Oliveira; José Tadeu de Oliveira; Roque Tosta Fraga. (Fundação Pró-TAMAR, CONATURA – Cooperativa Mista de Trabalhadores Conservadores da Natureza, E-mail: conatura@infonet.com.br

O Estado de Sergipe caracteriza-se por possuir uma costa com extensas praias cortadas por barras de cinco rios. Devido ao baixo relevo do litoral e à presença de diversos cordões de dunas, forma-se um exuberante estuário de margens cobertas por densos manguezais. O turismo no Estado vem crescendo nos últimos anos, em virtude de o mar permitir aos visitantes contemplar um ambiente costeiro bem preservado. Pirambu, localizada na Foz do rio Japaratuba, no litoral norte do Estado, tem como economia básica a pesca do camarão. A pesca de arrasto de camarão, é uma atividade potencialmente impactante ao substrato marinho. O projeto TAMAR, desde 1982, com sede em Pirambu, visa proteger, pesquisar e desenvolver um intenso trabalho de manejo das desovas das tartarugas marinhas. Para reverter o processo de predação antrópica, o TAMAR iniciou programas de educação ambiental, gerando emprego, estimulando grupos de trabalho, valorizando atividades culturais, criando novas alternativas econômicas, objetivando melhorar a qualidade de vida dos moradores locais. O programa de Visitas Orientadas/Ecoturismo, iniciado em 1997, veio divulgar e fortalecer o trabalho desenvolvido pelo Projeto TAMAR, sobre a preservação ambiental e de conscientização ecológica de visitantes e alunos. Este relato refere-se ao período de janeiro de 1997 a dezembro de 1999, 3 anos de trabalho. Seus Objetivos são: (I) a criação de alternativa econômica para a comunidade, com a formação de guias locais e a ocupação do tempo ocioso de embarcações e pescadores; (II) a divulgação dos trabalhos comunitários e de resultados de pesquisas desenvolvidas pelo TAMAR; (III) transmissão de informações sobre o ecossistema do Rio Japaratuba. O programa tem início com a formação de grupos de até 12 visitantes, na sede do Projeto TAMAR, onde são apresentados ao guia local e recebem informações sobre o comportamento das tartarugas marinhas. No museu, há preleção sobre os materiais biológicos expostos, seguida de uma palestra. Os visitantes almoçam em um restaurante da cidade e, após iniciam, em uma embarcação, equipada com todos os itens de segurança e tripulação selecionada entre pescadores da região, um passeio pelo rio Japaratuba. Nesse passeio eles podem observar o ecossistema estuarino. No período mencionado, foram realizados 138 programas, envolvendo 1.346 pessoas, sendo em 1997, realizados 22 programas, 1998, 52 e em 1999, 64 programas, demonstrando crescimento ano após ano.

SILVA, A.C.C.D. da; OLIVEIRA, F.L. das C.; OLIVEIRA,J.T. de.; FRAGA, R.T. Projeto TAMAR e programa de visitas orientadas/ ecoturismo em Pirambu-SE. In: ENCONTRO NORDESTINO DE BIOLOGIA, 1., 2000. Jequié. **Anais...**, [S.l.:s.n.], 2000, p. 187. ref. 6.18.

Artigos Internacionais

GODFREY, M .H.; D'AMATO, A. F.; MARCOVALDI, M. Â.; MROSOVSKY, N. Pivotal temperature and predicted sex rations for hatchling hawksbill turtles from Brazil. **Canadian Journal of Zoology**, Canada, v.77, p.1465-1473, 1999.

LIMA, E. H. S. M.; LAGUEUX, C. J.; W. CASTRO, D.; MARCOVALDI, M, Â. From one feeding ground to another: greem turtle migration between Brazil and Nicaragua. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.85, p.10, 1999.

MARCOVALDI, M. Â.; MARCOVALDI, G. G. dei. Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA. **Biological Conservation**, Washington, n.91, p.35-41, 1999.

MARCOVALDI, M. Â.; VIEITAS, C. F.; GODFREY, M. H. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (Eretmochelys imbricata) in northern Bahia, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v.3, n.2, p.301-307, 1999.

MROSOVSKY, N; BAPTISTOTTE, C.; GODFREY, M. H. Validation of incubation duration as an index of the sex ratio of hatchling sea turtles. **Canadian Journal of Zoology**, Canada, n.77, p.831-835, 1999.

NARO-MACIEL, E.; MROSOVSKY, N.; MARCOVALDI, M. Â. Thermal profiles of sea turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology.** Massachusetts, v 3, n.3, p. 407-413, 1999.

VIEITAS, C. F.; LOPEZ, G. G.; MARCOVALDI, M. Â. Local community involvement in conservation - the use of mini-guides in a programme for sea turtles in Brazil. **Oryx**. Great Britain, v.33, n.2, p.127-131, 1999.

Eventos Nacionais

BECKER, J. H.; GIL, C. A.; BUSSOLOTI, J. M.; SHMITT, L. R. Programa cuidados com a vida. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1., 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1999.

BELLINI, C.; LIMA, R. P. de; ALVES, M. de L.; SANCHES, T. M. Guias-Mirins do Projeto TAMAR/IBAMA - Uma experiência pioneira de integração comunitária e de educação ambiental em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 8., 1999. Recife. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1999, p 28.

GALLO, H.; GALLO, B. M. G.; MACEDO, S.; OTA, R. H.; GIFFONI, B. B.; FERNANDES, J. S.; BECKER, J. H.; ADAMENAS, J. M.; RADWANSKI, E. N. Campanha contra o lixo no mar - O uso de um cartaz como ferramenta para conscientização. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1., 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1999.

GIFFONI, B. B.; BECKER, J. H.; MACEDO, S.; GALLO, B. M. G. Educação ambiental na base do Projeto TAMAR - IBAMA em Ubatuba. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1., 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1999.

MACEDO, S.; BECKER, J. H.; GIFFONI, B. B.; GALLO, B. M. G. Programa de estágios e treinamento do Projeto TAMAR-IBAMA base em Ubatuba. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1, 1999. Ubatuba. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 1999.

SANTOS, A. S.; WANDERLINDE, J.; LIMA, E. P. Conservação e manejo das tartarugas marinhas: resultados da temporada reprodutiva 1997/98 no litoral norte da Bahia. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 12., 1999. Rio de Janeiro. **Resumos Expandidos...**, Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro, 1999, p 68-69.

SCHNEIDER, J. A. P.; BAPTISTOTTE, C.; LEDERMAN, M. R. Aspectos da biologia reprodutiva da tartaruga cabeçuda, Caretta caretta (Reptilia: Chelonia) em Itaúnas, Espírito Santo, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 12., 1999. Feira de Santana. **Resumos...,** [S.l. s.n.].,p.408.

TAMAR. Nem tudo que cai na rede é peixe. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 8., 1999. Recife. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1999, p 62.

Livros e Capítulos de Livros

MARCOVALDI, M. Â. G. dei.; THOMÉ, J. C. A. Reducing threats to turtles. In: ECKERT, K. L.; BJORNDAL, K. A.; ABREU-GROBOIS, F. A.; DONNELLY. M (Editors),. **Research and Manegement Techniques for the conservation of sea turtles.** Blanchard, 1999. p.165-168. (IUCN-SCC Marine Turtle Specialist Group., Publication no.4).

Dissertações de Mestrado

ALMEIDA, A. P. S; 1999. 65f. **Avaliação do manejo de desovas da careba-amarela,** Caretta caretta **(Linnaeus, 1768) (Testudines: Chelonioidea) em Pontal do Ipiranga, Linhares, ES.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Espirito Santo, ES, 1999.
Disponível na Base: Espírito Santo

LIMA, E. H. S. M. 1999. 80f. **Captura acidental de tartarugas marinhas em currais de pesca na Praia de Almofala - Itarema/CE. Subsídios para a preservação das tartarugas marinhas em áreas de alimentação.** Dissertação de Mestrado. Departamento Engenharia de Pesca. Universidade Federal do Ceará, CE, 1999.

Disponível na Base: Almofala-CE

Monografias

RIEDERER, M. 1999. 56f. **Distribuição espacial da Ordem Testudines, em território brasileiro.** Monografia (Graduação). Bacharelado em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, SC, 1999.
Disponível na Base: Pirambu-SE

SANTOS, A. P. dos, 1999. 22f. **Análise dos dados obtidos durante a temporada reprodutiva (1997/98) de tartarugas marinhas, na base de Comboios, município de Linhares-ES.** Monografia (Graduação). Departamento de Zoologia, Universidade Federal de Juiz de Fora, MG, 1999.
Disponível na Base: Comboios-ES

Revistas do TAMAR

Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 3, Número 3, 1999.

Boletins TAMAR

TAMAR, 1999. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano III, Número 8, Fevereiro.

TAMAR, 1999. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano III, Número 9, Maio.

TAMAR, 1999. Projeto TAMAR/IBAMA - Fun dação Pró-TAMAR, Ano III, Número 10, Setembro.

TAMAR, 1999. Projeto TAMAR/IBAMA - Fun dação Pró-TAMAR, Ano III, Número 11, Dezembro.

Cartilhas

TAMAR, 1999. Curso para Formação de Guias Mirins Ecológicos. Projeto TAMAR/IBAMA, Fundação Pró-TAMAR, FNMA/MMA, 38 pp.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, educação, reprodução, captura acidental, impacto ambiental, BA
Disponível na Base: Praia do Forte

Animal Conservation (1999) 2, 9-13©1999 The Zoological Society of London Printed in the United Kingdom

Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation

Cecília Baptistotte[1], Juarez T. Scalfone[1] and N. Mrosovsky[2]
[1] P rojeto TAMAR/IBAMA, Caixa Postal 105, Linhares, Espírito Santo, 29000-970 Brazil
[2] Departament of Zoology, University of Toronto, Toronto, Ontario, M5S 3G5 Canada.
(*Received 5 January 1998; accepted 24 September 1998*)

Abstract
The major nesting areas for loggerhead turtles in Brazil are estimated to produce about 90% female hatchlings on account of their warm temperatures. In the present study, sand temperatures were monitored at the southern cooler end of the nesting range (Comboios, Espírito Santo): the temperatures were cool enough to produce a far greater proportion of males then at the major beaches further north. Particular beaches may be thermally suited for the production of a particular sex. Protection of rookeries that appear minor in terms of numbers of turtle nesting could be important for the health of a larger population by insuring that there is an appropriate sex ratio. Temperatures were also monitored in a central guarded hatchery, set back from high seas. The hatchery was thermally similar to zones on the beach where turtles commonly lay, indicating that this conservation practice is unlikely to introduce any large distortions of sex ration on this beach.

INTRODUCTION

The direction of sexual differentiation in turtle embryos depends on the incubation temperature. Because of such temperature determination of sex (TSD), information about the sand temperatures on turtle beaches provides a window onto the demography an sex ratio of turtle. This can be especially interesting when species nests over a wide geographic range, with some beaches being cooler than others. Such is the case with loggerhead turtle, *Caretta caretta*, nesting in Brazil. Nesting occurs from warmer areas in the north, in the State of Sergipe, to cooler areas in the south, in the state of Espírito Santo, with some as yet poorly documented nesting even further south.

Estimates made from data on incubation durations suggest that Sergipe and Bahia produces mostly (about 90%)female loggerhead hatchlings, while Espírito Santo produces about equal numbers of each sex (Marcovaldi, Godfrey & Mrosovsky, 1997). However, these are only estimates: the idea of a geographic separation between relatively female and male producing beaches should also be assessed in other ways. Another way to obtain insight into this matter is to look at the relationships between actual sand temperatures and pivotal temperatures. The pivotal temperature is defined as the constant incubation temperature that gives 50% of each sex (Mrosovsky & Pieau, 1991). In the case of Bahia, the pivotal level is about 29.2 °C. Since for most of the nesting season the temperatures at turtle nest depth are above this value (Naro, Mrosovsky & Marcovaldi, 1996), it is likely that mostly females are being produced in that region. For loggerhead beaches further south in Brazil no data on sand temperatures exist.

The first aim of the present study was to fill this gap by monitoring sand temperatures throughout the nesting season at Comboios, a beach toward the southern end of the range of loggerheads. Specifically, we wised to examine the relationship between

pivotal temperatures for loggerhead and sand temperatures on this beach, to assess whether it is producing a sizeable proportion of males. The second aim was to compare beach temperatures in places where nests are commonly laid to temperatures in a hatchery area. Eggs liable to be destroyed, for example by high tides or predation, if left in situ, are often moved to the safety of a central hatchery. Comparisons of beaches and hatchery temperatures could help assess whether this practice is likely to distort natural sex ratios.

All correspondence to: N. Mrosovsky. Tel: 4169788506; Fax: 416 9788532; E-mail: mro@zoo.utoronto.ca.

MATERIALS AND METHODS

The study site was the beach at Comboios (latitude 19º 40' 19" S, Longitude 39 º 52' 56" W), in the state of Espírito Santo. This 37 km long beach is used by loggerhead sea turtles *(Caretta caretta)* and, to a lesser extent, by leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*). The upper beach has some low-lying vegetation, mainly grasses and Ipomoea-pes-caprae. Further back this yields to a study coastal plains ecosystem, known in Brazil as restinga (Araujo, 1992). Monitoring of sea turtle activity in Comboios was initiated in 1982 by Projeto TAMAR, and every year since then TAMAR staff have maintained records of nesting and other activities of sea turtles on this beach throughout the season (September through February). In addition, TAMAR operates a central hatchery on this beach, to which some nests are relocated. Usually, only nests that are threatened (e.g. those laid below the springs high tide line, called ´suicide' nests in Brazil) are moved to the central hatchery.

We monitored temperatures in thee different transects along the beach. Two transects were located on the nesting beach at Km 29 and Km 36; the third transect was located in the central hatchery, also at Km 29. The two transects on the beach comprised three sites: vegetation zone (in the low-lying vegetation), intermediate zone (in open beach, below the vegetation but above the high tide line), and risk zone (at or near the spring high tide line). The transect in the hatchery had two sites: upper and lower, which corresponded to the vegetation and intermediate sites if the other transects in terms of distance from the high tide line.

At each site in each transect, we monitored sand temperatures at 30 cm and 60 cm depth. The mid-nest depth of loggerhead turtle in USA and leatherback turtles in Suriname generally falls in between these values (c.f. Carthy, 1994; Godfrey, Barreto & Mrosovsky, 1996; Naro *et al*., 1996). In addition, these depths are the same as those studied at Praia do Forte, Bahia (Naro *et al*., 1996); this facilities comparison of temperatures from different beaches in Brazil.

Mean daily sand temperatures were determined at each site and depth by averaging the maximum and minimum temperatures for a particular 24 h period; it has been shown that the average of the maximum and minimum temperatures over a 24 h period is close to the mean of readings taken more frequently (Gokfrey & Mrosovsky, 1994). The maximum and minimum temperatures for each site in a 24 h period were obtained from a digital thermometer with a thermistor sensor (see Gokfrey & Mrosovsky, 1994). Both before and after the nesting season, we calibrated all temperatures-recording equipment against mercury thermometers, which in turn had been checked against platinum resistance thermometers, which themselves had been calibrated by the U.S. National Bureau of Standards. To check for any problems with the digital thermistors during the nesting season, at each site we also buried copper-constantan thermocouples (Spotila *et al*., 1983), which provided a second method of determining current sand temperature. Any large discrepancies between the instantaneous readouts the digital thermometers and the

thermocouples usually indicated that the digital thermometer needed a new battery, or was faulty and needed replacement. The nesting season was divided into half-month periods. Unless otherwise stated, the daily mean sand temperature for each site and depth in each transect was determined at least three times per half-month (range: 3-7). These data were averaged to find the mean sand temperature for each half-month. One-way ANOVA, followed by individual t-tests with Bonferroni corrections, was used to check for significant differences among the different sites and transects. Data for the 30 cm and 60 cm depths were analyzed separately.

RESULTS

The 1996/97 nesting season in Comboios began in September 1996. We began to record sand temperature data in the second half of September, and continued until the end of February. For loggerhead turtles, the thermo sensitive period for sexual differentiation occurs in the middle third of development (Yntema & Mrosovsky, 1982); therefore, for nest laid in late September, the thermo sensitive period would occur in October.

The sand temperatures at both depths increased during the nesting season(Figs 1 and 2), although they did not go above the pivotal temperature for loggerhead turtle in Brazil until December or January (29.2 ° C; Marcovaldi *et al*., 1997). In a few instances, we obtained only two daily temperature means within a half-month period, due to unforeseen circumstances (e.g. the thermistors were washed away by high tides). The mean temperatures per half-month bin that contained only two daily means are indicated by open symbols on the figures. In addition, there was only in which there was nearly always a large discrepancy between the instantaneous readings of the digital thermistors and thermocouples. The data from this site (30 cm depth, vegetation zone in km 29) were excluded from the analysis. Finally, there were no data collected from the risck zone of Km 29 in the first half of October because of theft of one of the digital thermometers; therefore, the data of the October 1-16 bin of all transects and depths were excluded from statistical analysis.

Overall, repeated measured ANOVA revealed significant variations among the temperatures of the different zones and transects at both depth ($P < 0.0001$; see figs 1 and 2). From individual t-test, we found that where there were significant differences among zones and transects, these differences were < 2.0 ° C, and the majority were <1.0 ° C. There were two general patterns of differences in sand temperatures: the risk zones were cooler than the other zones, and the sand of Km 36 tended to be warmer than Km 29 or the hatchery (Table 1).

DISCUSSION

Two points are consistent with the view that sex ratios of hatchlings at Comboios are relatively balanced, compared with the extreme 90% bias toward females further north in Brazil (Marcovalde *et al*., 1997). First, sand temperatures at turtle nest depth are below the pivotal level of Brazilian loggerhead for approximately half the nesting season. This contrasts with the situation further north, at Praia do Forte, Bahia (latitude 12 º 34' 56" S, longitude 38 º 00' 02" W) where sand temperatures are above the pivotal level for most of the season (Naro *et al*., 1996). Second, the heaviest nesting of loggerheads in Espírito Santo occurs form early October to mid December (Marcovalde *et al*., 1997). Therefore, many of the turtles nesting at Comboios will do so before the sand temperatures rise above the pivotal level in mid-December (Figs 1 and 2).

Loggerhead turtle beach temperatures

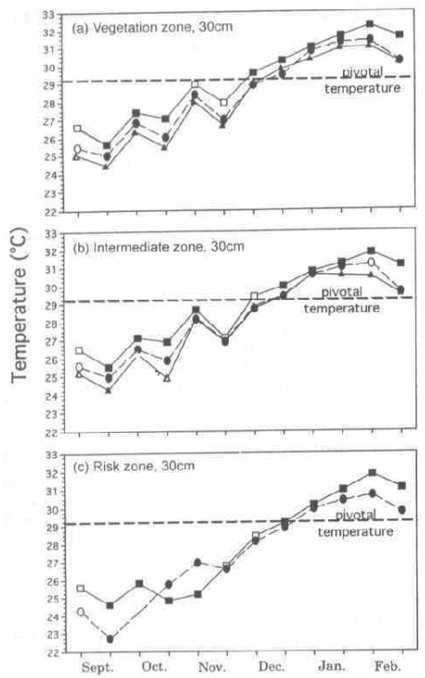


Fig.1. Mean sand temperatures at 30 cm depth of Comboios beach, Brazil, for half-month periods during the nesting season in 1996/97. Open symbols indicate half-month means that are based on only two daily mean temperatures readings (see the next text). The dashed line is the pivotal temperature for loggerhead turtles in Brazil (Marcovaldi et al., 1997). Circles, Km 29; Squares, Km 36; triangles, hatcherys.

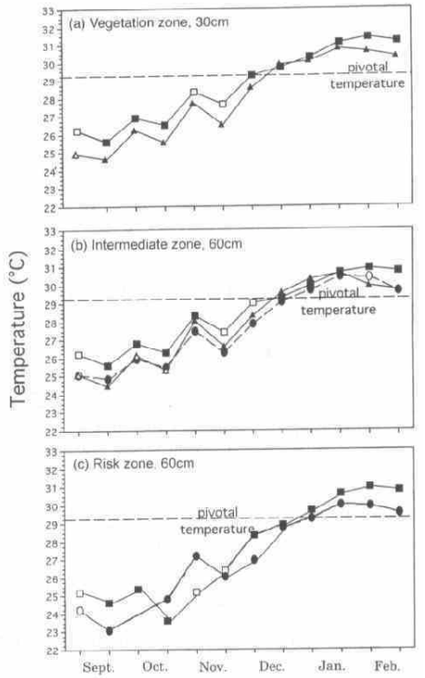


Fig.2. Mean sand temperatures at 60 cm depth of Comboios beach, Brazil, for half-month periods during the nesting season in 1996/7. Data are organized as described in the legend for Fig.1. The dashed line is the pivotal temperature for loggerhead turtles in Brazil (Marcovaldi et al., 1997). Note that in (a) Km 29 (circles) data for this zone (vegetation at 60cm depth) were not available.

Although these points suggest that plenty of males are produced at Comboios, a more detailed estimate would be problematic for various reasons. The period of incubation during which sexual differentiation of loggerhead embryos is influenced by temperature has

been approximately localized to the middle trimester of incubation, but an accurate delineation of this thermo sensitive period, and of how much it varies, is not available. Therefore, the exact dates for particular nests cannot be specified. Moreover, although the effects of metabolic warming of the egg mass occur mainly after the thermo sensitive period, this factor cannot be excluded altogether (Mrosovsky & Yntema, 1980; Maloney *et al*., 1990; Godfrey, Barreto & Mrosovsky, 1997) For these reasons, we restrict our conclusion to a more general point: the sand temperatures do not suggest that the overall sex ratio is greatly skewed in either direction at Comboios. This contrasts with the situation further north where it is estimated that 90% of the loggerhead produced are females (Marcovalde *et al*., 1997).

Table 1. Pairwise comparisons (t-tests with Bonferroni corrections) between different transects and zones at 30 cm depths (above the diagonal) and 60 cm depths (below the diagonal)

		Km 29			Km 36			Hatchery	
		Risk	Intermediate	Vegetation	Risk	Intermediate	Vegetation	Lower	Upper
Km 29	Risk		ns		ns	<0.001	<0.001	ns	ns
	Intermediate	ns		ns	ns	ns	<0.01	ns	ns
	Vegetation	<0.001	ns		ns	ns	<0.05	ns	ns
Km 36	Risk	ns	ns	ns		<0.01	<0.001	ns	ns
	Intermediate	<0.001	<0.05	ns	<0.01		ns	<0.01	ns
	Vegetation	<0.001	<0.001	ns	<0.001	ns		<0.001	<0.001
Hatchery	Lower	<0.05	ns	ns	ns	ns	<0.01		ns
	Upper	<0.01	ns	ns	ns	ns	ns	ns	

ns, not significant

A potential caution concerns the use of 29.2 ° C as the pivotal level. This is based on clutches from Bahia. It is conceivable that pivotal temperatures for loggerheads nesting in another area in Brazil would be different. However, it is unlikely that any differences are large, as pivotal temperature for sea turtles appears to be a conservative characteristic, with values within about 1 ° C of 29 ° C (Mrosovsky, 1994). The pivotal temperature of 29.2 ° for Bahia is closed to that 29.0 ° C for the same species nesting in the USA (Mrosovsky, 1994).

There are two main implications for conservation arising from the present work. The first concerns the hatchery. Its temperatures were very close to that of the transect at Km 29 of the beach, and slightly lower than that of Km 36. With hatchery temperatures close to those of the beach nearby, and some natural variability between different transects along this beach, there is no evidence that the hatchery is poorly located from a thermal point of view, or is introducing major distortions of sex ratio.

Nevertheless, small biases cumulate over many years could possibly have some effects. In this context, it should be noted that the temperatures in the beach zone where there was a risk of inundation by high tides were often cooler than in other zones (Table 1). For obvious reasons, hatcheries are located further up on the beach, beyond the risk zone. Some eggs in the risk zone get washed over and cooled by waves, but are not completely destroyed (c.f. Whitmore & Dutton, 1985). Therefore, if left *in situ*, the sex ratio of the hatchlings from the risk zone could have a higher proportion of males than form other zones. Transfer of nets at risk from high tides might reduce the proportion of males being produced.

This possibility should only apply to nests moved at times of the season when the hatchery is not well below pivotal level. If the hatchery is cool and producing males anyway, as would occur at the start of the season (Figs 1 and 2), then moving eggs there from the risk zone would not alter sex ratios. It is our impression that movement from the risk zone has been more common at the start of season, when winds and heights of the waves are more variable. Although systematic documentation of this point, and of the fate of nests left in the risk zone, is desirable, overall the present data do not reveal any major concerns with the use of a hatchery on this beach.

The second implication for conservation concerns the sex ratios on different nesting beaches used by the same species. With rapidly expanding human populations and considerable poverty, it should not be taken for granted that nesting habitats of all sea turtles population in Brazil will receive adequate protection. There may, however, be reason for maintaining some of the smaller and less obviously important populations, such as those of loggerheads at Comboios. The degree of genetic interchange between this and other nesting populations has not yet been worked out, but whatever the case, there are reasons for wanting to retain populations nesting in areas producing different sex ratios.

Suppose, on the one hand, in the case of loggerheads in Brazil, that some of the females produced in the warmer areas in Bahia mate with males that hatch on beaches further south, such as Comboios, then the protection of that beach would be necessary not only for turtles nesting there, but also for the demographic health of some loggerheads nesting elsewhere.

But suppose, on the other hand, that turtles hatching at these different areas kept to themselves reproductively, then it would mean that different populations of the same species have different sex ratios. These demographic entities would therefore be very different. Population models and conservation priorities might be quite different, as might possibilities for utilization at some stage. Such a situation, if it existed, would also be intrinsically interesting, and worth study as an example of biodiversity in sex ratio and population structure.

In the conservation of sea turtles – as well as for other species with a temperature-dependent sex ratio – in addition to focusing on their needs in particular regions, it may also be wise to take a macro ecological perspective on the thermal environments of nesting areas.

ACKNOWLEDGMENTS

Matthew Godfrey made major contributions to this project. We also thank Carmen Martins for much help. Support came from a Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada grant to N. M. TAMAR is supported by Petrobras, affiliated with IBAMA, and co-managed by the Fundação Pró-TAMAR.

REFERENCES

Araujo, D.S.D. (1992). Vegetation types of sandy costal plains of tropical Brazil: a first approximation. In *Coastal plant communities of Latin America*:337-347. Seeliger, U. (Ed.). San Diego: Academic Press.

Carthy, R. R. (1994). Loggerhead nest morphology: effects of female body size, clutch size and nesting medium on nest chamber size. In *Proceedings of the 14th annual symposium on sea turtle biology and conservation*: 25-27. Bjorndal, K. A., Bolten,

A. B., Jonson, D. A. & Eliazar, P. J. (Eds). NOAA Technical Memorando NMFS-SEFSC-351.

Godfrey, M. H. & Mrosovsky, N. (1994). Simple method of estimating mean incubation temperatures on sea turtle beaches. *Copeia* 3: 808-811.

Godfrey, M. H., Barreto, R & Mrosovsky, N. (1996). Estimating past and present sex ratios of sea turtle in Suriname. *Can. J. Zoll.* 74: 267-277.

Godfrey, M. H., Barreto, R & Mrosovsky, N. (1997). Metabolically-generated heat of developing eggs and its potential effect on sex ratio of sea turtle hatchlings. *J. Herpetol.* 31: 616-619.

Maloney, J. E., Darian-Smith, C., Takahashi, Y & Limpus, C. J. (1990). The environment for development of the embryonic loggerhead turtle (*Caretta caretta*) in Queensland. *Copeia* 2: 378-387.

Marcovaldi, M. Â., Godfrey, M. H. & Mrosovsky, N. (1997) Estiumating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations, *Can. J. Zool*. 75: 755-770.

Mrosovsky, N. (1994). Sex ratios of sea turtles. *J. espt. Zool*. 270: 16-27.

Mrosovsky, N. & Pieau, C. (1991). Transitional range of temperature, pivotal temperatures and thermo sensitive stages for sex determination in reptiles. *Amphib-Reptilia* 12: 169-179.

Mrosovsky, N. & Yntme, C. L. (1980). Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: implications for conservation practices. *Biol. Conserv*. 18: 271-280.

Naro, E. F. S., Mrosovsky, N & Marcovaldi, M. Â. (1996). Thermal profiles of marine turtle hatcheries and nesting áreas at Praia do Forte, Brazil. In *Supplement to the bulletin of the ecological society of America*, vol. 77, no 3, Part 2, Abrtracs: 320. Ecological Society of America 1996 Annual Combined Meeting.

Spotila, J. R., Standora, E. J., Morreale, S. J. & Puccia C. (1983). *Methodology for the study of temperature related phenomena affecting sea turtle eggs*. Endangered Species Report no. 11. Albuquerque, NM: U.S. Fish and Wildlife Service.

Whitmore, C. P. & Dutton, P. H. (1985). Infertility, embryonic mortality and nest-site selection in leatherback and green sea turtle in Suriname. *Biol. Conserv*. 34: 251-272.

Yntema, C. L. & Mrosovsky, N. (1982). Critical periods and pivotal temperatures for sexual differentiation in loggerhead sea turtles. *Can. J. Zool*. 60: 1012-1016.

Pivotal temperature and predicted sex ratios for hatchling hawksbill turtles from Brazil

Matthew H. Godfrey, Adriana F. D'Amato, Maria Â. Marcovaldi, and N, Mrosovsky

Abstract: Like all other species of sea turtle, the hawksbill turtle (*Eretmochelysimbricata*) exhibits temperature-dependent sexual differentiation, with high incubation temperatures producing females and low temperatures producing males. Relatively little is known about the sex ratios of hatchlings produced by nesting populations of hawksbill turtles. Here we estimate the overall seasonal sex ratios of hatchling hawksbill turtles produced in Bahia, Brazil, during 6 nesting seasons, based on incubation durations, pivotal temperature, and pivotal incubation duration. The overall sex ratio of hatchlings produced in Bahia from 1991-1992 through 1996-1997 was estimated to be >90% female, which is more female-biased than estimated sex ratios of hatchling loggerhead turtles from Bahia and Florida, U.S.A. The biological and conservation implications of skewed sex ratios are discussed.

Resume : Comme toutes les autres especes de tortues marines, *Eretmochelys imbricata* subit sa differentiation sexuelle en fonction de la temperature, les temperatures d'incubation élevées donnant des femelles, les temperatures basses, des males. Il existe relativement peu d'informations au sujet des rapports males : femelles des tortues a l'eclosion au sein des populations reproductrices de cette espece. On trouvera ici une estimation saisonnière globale des rapports males : femelles des rejetons de cette espece a l'eclosion a Bahia, Brésil, au cours de 6 saisons de nidification, en fonction de la duree de l'incubation, de la temperature de pivotement et de la duree de la période de pivotement au cours de l'incubation. Le rapport global des rejetons produits a Bahia de 1991-1992 a 1996-1997 compte plus de 90% de femelles, ce qui constitue un pourcentage de femelles plus élevé que celui enregistré chez des rejetons de la Caouane a Bahia et en Floride, É.-U. L'impact de rapports males : femelles déséquilibrés sur la biologie des tortues et sur les programmes de conservation fait l'objet d'une discussion.

[Traduit par la Redaction]

Introduction

Sexual differentiation of sea turtles is influenced by the temperature of the sand in which the eggs develop: higher temperatures produce primarily female hatchlings and lower temperatures produce primarily male hatchlings (for review see Raynaud and Pieau 1985; Ewert and Nelson 1991). The range of temperatures resulting in mixed sex ratios is called the transitional range of temperature, and the incubation duration or constant incubation temperature that results in 50% of each sex is termed the pivotal duration or pivotal temperature, respectively (Mrosovsky et al. 1984; Mrosovsky and Pieau 1991). This system of temperature-dependent sexual differentiation (TSD) has been found in all species of sea turtles (Mrosovsky 1994), including the flatback turtle *(Natator depressus)* (S. Hewavisenthi, personal communication).

The existence of TSD in hawksbill turtles *(Eretmochelys imbricata)* was initially inferred from a report of a cold hawksbill turtle nest that produced only male embryos (Dalrymple et al. 1985), and from the sex ratios of dead hatchlings salvaged from hawksbill turtle nests in Barbados (Horrocks and Scott 1991). The pivotal temperature for 4 clutches of hawksbill turtles in Antigua was 29.2°C (Mrosovsky et al. 1992). More recently, Loop et al. (1995) reported that of 4 relocated hawksbill turtle nests that were monitored in Australia, 2 that were in the shade (i.e., cooler) produced more males than 2 that were in full sun, and Wibbels and Hillis (1995) found far more female than male dead hatchlings remaining in hawksbill turtle nests on Buck Island in the Caribbean. In none of these studies was a specific quantitative estimate of the overall hatchling sex ratio assigned.

In contrast, there have been extensive studies of the sex ratios of the offspring of loggerhead turtles *(Caretta caretta)*. For the separate nesting populations of loggerhead turtles in the southeastern U.S.A. and Brazil, estimates based on data from 5 or more consecutive nesting seasons suggest that the sex ratios of hatchlings in both areas were strongly female-biased (Mrosovsky and Provancha 1992; Marcovaldi et al. 1997). Estimates of sex ratios spanning several years are preferable because the influence of anomalous weather patterns in a single year is reduced.

In the north of the state of Bahia, Brazil, hawksbill turtles share nesting beaches with loggerhead, olive ridley

Received October 16, 1998. Accepted May 25, 1999.

M.H. Godfrey.[1] Department of Zoology, University of Toronto, Toronto, ON M5S 3G5, Canada, and Projeto TAMAR and Fundação Pro-TAMAR, Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, Bahia, 40.210-970, Brazil.
A.F. D'Amato[2] **and M.Â. Marcovaldi.** Projeto TAMAR and Fundação Pro-TAMAR, Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, Bahia, 40.210-970, Brazil.
N. Mrosovsky. Department of Zoology, University of Toronto, Toronto, ON M5S 3G5, Canada.

[1]Author to whom all correspondence should be addressed (e-mail: protamar@e-net.com.br).
[2]Present address: Sociedade de Preservação, Pesquisa e Reprodução de Animais Silvestres, Caixa Postal 19, Lauro de Freitas, Bahia, 42700-00 Brazil.

© 1999 NRC Canada

1999

1 2 3 4
5 6 7 8

(*Lepidochelysolivacea*), and green turtles *(Chelonia mydas*), although the latter 2 species tend to nest in relatively small numbers (D'Amato and Marczwski 1993; Marcovaldi and Laurent 1996). Estimates of the overall seasonal sex ratios of hatchling hawksbill turtles in Brazil would be interesting for several reasons. If hatchling hawksbill turtles there have a strong female bias in sex ratios, as hatchling loggerhead turtles do, this could have a variety of possible causes, including random fluctuation, global warming, etc. If, however, hawksbill turtle offspring have a more balanced sex ratio, this would stimulate further investigation of the reason for the difference in offspring sex ratio between species. In addition, there are ramifications in terms of conservation and management activities, including artificial incubation of eggs (Mrosovsky 1982; Morreale et al. 1982; Dutton et al. 1985) and induced feminization of turtle embryos (Crews et al. 1994; Vogt 1994; Mrosovsky and Godfrey 1995; Lovich 1996; Girondot et al. 1998).

For these reasons we investigated TSD in hawksbill turtles from Bahia. The overall aim of this study was to estimate seasonal sex ratios of hatchlings over a number of years. To do this we first established the pivotal temperature and pivotal incubation duration for this population. Then from records of nests laid in Bahia, we estimated the sex ratios of nests with known incubation durations by converting each duration to a sex ratio, after the method of Marcovaldi et al. (1997). These data were then combined with relative numbers of nests laid during each nesting season to produce an overall estimate of the sex ratio of offspring for different nesting seasons.

Materials and methods

Study area

Although hawksbill turtle nests can be found scattered along most of the coast of Bahia, the highest concentration occurs on the beach of Praia do Forte and, abutting it to the south, those of Arembepe–Interlagos. These beaches are relatively flat and backed mainly by coco palms (*Cocos nucifera*)and low-lying vegetation (for a description of these beaches see Marcovaldi and Laurent 1996; Silveira and Patiri 1995). Most of these beaches are termed intensive study areas, which TAMAR staff patrol daily during the nesting season, which runs from September to March (Marcovaldi and Laurent 1996). All nests are marked and, towards the expected end of the incubation period, checked daily for signs of emergence. The morning following emergence, all nests are excavated. In this way, the incubation duration and species are determined for each nest.

Collection of eggs and determination of the pivotal temperature and incubation duration

To calculate the pivotal temperature and pivotal incubation duration, eggs were collected from 2 clutches laid by hawksbill turtles on 28 January 1997. All 140 eggs were collected from clutch R, which was laid on Interlagos beach at 22:40 by a female hawksbill with tag numbers BR12301/BR12302. Clutch S was laid on Guarajuba beach at 10:30 by a female with tag numbers BR13424/BR13425; only 60 eggs were collected from this clutch. All the eggs were stored in Styrofoam boxes in air-conditioned rooms until approximately 16:00 on 29 January, when they were transferred to a travel box and brought to Toronto via airplane. The eggs underwent minimal disturbance and were not put through X-ray machines. They arrived in Toronto on 30 January and were placed in incubators by 11:30. The total time between laying and placement in incubators was 40 h for clutch R and 52 h for clutch S.

Each egg was placed individually on top of an indented damp foam sponge and surrounded by moistened vermiculite in a plastic container with air holes punched in the top of the container (for full description of the egg container see Mrosovsky 1988). The plastic containers were then covered with lids and randomly arranged on shelves in 5 incubators set at different constant temperatures. Each incubator had a large bowl of water below the bottom shelf to help maintain a high level of humidity. In addition, on days 15-16 and 36-37 of incubation, around 65 mL of deionized water was added to each individual plastic cup that held an egg.

On each shelf in each incubator we placed a mercury thermometer with 0.1°C gradations encased in a tube of glycerol (for details of the calibration procedures for these thermometers see Marcovaldi et al. 1997). The thermometers were checked daily during the incubation period and from these daily recordings we determined the average temperature of each shelf over the whole incubation period. In addition, to ensure that the incubators were functioning normally we monitored the range of temperature over 24 h in each incubator with maximum-minimum thermometers.

Because of the relatively high humidity in the incubators, we calculated the cooling effect of evaporation on egg temperature. On days 33-37 of incubation a needle thermistor probe (YSI No. 402) was inserted into one egg. The temperature of the egg was then compared with that of a small beaker of glycerol placed next to the container of the egg being measured. This was repeated 8 times over 4 days, after which we opened the egg to confirm normal development. The average difference between the egg and the glycerol was –0.25°C to the nearest 0.25°C, therefore we subtracted 0.25°C from the mean shelf temperatures to adjust for evaporative cooling.

After day 45 of incubation we checked each incubator twice daily for signs of pipping. An egg was considered to be pipped when the shell was slit and considered to be hatched when the hatchling had its head and at least one flipper outside of the shell. Immediately after hatching, the turtles were killed and the kidney-gonad complexes removed and placed in 8% formalin solution.

Histology and determination of pivotal temperature and pivotal incubation duration

Following fixation for at least 10 days, the kidney–gonad complexes were cut transversely at the midpoint of the gonad, run through a series of dehydrating baths, and embedded in paraffin wax. Groups of serial sections (10 µm thick) were taken from the cut end of the gonad and mounted on slides. These sections were then stained with periodic acid - Schiff's reagent (PAS) and Harris' haematoxylin. The sex of each hatchling was determined by examining it under a light microscope, using the criteria of Yntema and Mrosovsky (1980). Briefly, female gonads were characterized by the presence of a PAS-positive tunica albuginea in between a thickened convoluted cortex and a relatively homogenous medulla; male gonads were characterized by the lack of a tunica albuginea, a very thin cortex, and the presence of immature seminiferous tubules in the medulla. The gonads of 2 hatchlings had features of both sexes and were classified as showing signs of intersexuality. For the analysis of pivotal temperature and pivotal incubation duration, these 2 hatchlings were treated as "not females," based on the finding that in *Emys orbicularis*, another turtle species with TSD, hatchlings which show signs of intersexuality later function as mature males (Girondot et al. 1998).

To determine the pivotal temperature for hawksbill turtles, the mean incubation temperature for each shelf in each incubator was determined. In a few cases, the temperatures for individual shelves were similar, so data from these shelves were grouped together. The mean temperature of each shelf (or group) was plotted against

© 1999 NRC Canada

Table 1. Percentages of female hatchling hawksbill turtles and incubation durations of eggs incubated at different constant temperatures.

	Temperature (°C)[a]						
	27.9 ± 0.08 (27.8-28.1)	28.4 ± 0.15 (28.1-28.6)	28.9 ± 0.15 (28.6-29.1)	29.3 ± 0.09 (29.0-29.6)	29.5 ± 0.05 (29.4-29.8)	29.8 ± 0.07 (29.4-29.9)	30.4 ± 0.07 (30.0-30.6)
No. of eggs							
Clutch R	12[b]	31	33	22[c]	22	10	10[b]
Clutch S	4	14	14	8	8*	6	6
Percent female							
Clutch R	0 (*n* = 12)	0 (*n* = 29)	16.1 (*n* = 31)	10 (*n* = 20)	36.4 (*n* = 22)	80 (*n* = 10)[d]	100 (*n* = 10)
Clutch S	0 (*n* = 3)	0 (*n* = 10)	10 (*n* = 10)	0 (*n* = 5)	0 (*n* = 7)[d]	60 (*n* = 5)	100 (*n* = 3)
Both clutches	0	0	14.6	8.0	27.6	73.3	100
Incubation duration (days)	66.9	66.3	62.5	61.7	60.2	57.5	56.7

Note: *n* is the number of sexed turtles that contribute to the estimate of sex ratio.
[a]Given as the mean ± SD, with the range in parentheses.
[b]Includes one sexed embryo from an egg opened early to check on development.
[c]Includes one egg that was used for assessing evaporative cooling.
[d]Includes one hatchling whose gonads exhibited signs of intersexuality.

sex ratio to determine the pivotal temperature. We used 2 different methods to derive the pivotal temperature. The first is the traditional method of interpolating between the 2 sex ratios that are closest to the 50% level (Mrosovsky and Pieau 1991). The second is based on maximum-likelihood analysis of all the sex ratios from the laboratory (Girondot 1999). An advantage of using the traditional method is that it provides consistency among the different studies on pivotal temperature; an advantage of Girondot's (1999) method is that it allows statistical comparison of pivotal temperatures among the different published studies (unpaired *t* test, two-tailed).

We calculated the incubation duration for each hatchling by counting the days between when the egg was laid and when it hatched. To determine the pivotal incubation duration we grouped the hatchlings by incubation duration and calculated the sex ratio for each incubation duration. We then plotted incubation duration against sex ratio for all eggs. Finally, we fitted a regression line (based on Marquardt's method, with a four-parameter logistic equation; Inplot 4.03 software, GraphPad, San Diego, Calif.) through all the points; the incubation duration corresponding to the point where the fitted line crossed the 50% female axis was taken as the pivotal incubation duration,

Estimating sex ratios for individual nests from previously collected data

Beginning in 1980, on all beaches that it monitors, Projeto TAMAR has maintained records of nesting events, including data on incubation durations. Incubation duration in the field is defined as the time between when a clutch is laid and when the hatchlings emerge from the nest and scurry to the ocean; this has also been termed the emergence period. Because the incubation duration is inversely related to the overall temperature, it is also inversely related to the proportion of females that are produced in the nest. Using the data from incubating hawksbill turtle eggs in the laboratory, we plotted sex ratio against incubation duration and used this relationship to predict the sex ratio for individual in situ hawksbill turtle nests laid during the nesting seasons between 1991-1992 and 1996–1997.

However, because hatchlings from natural nests require time to move through the sand after hatching before emerging from the nest, unlike those incubated in the laboratory, it was necessary to add a correction factor to the curve relating sex ratio to incubation duration produced from the laboratory data (cf. Marcovaldi et al. 1997). On average, at least 4 days are needed by hatchling sea turtles to emerge from the nest after hatching (Godfrey and Mrosovsky 1997), so we used 4 days as a correction factor. In case the average hatching-to-emergence interval for hawksbill turtles in Brazil is shorter than 4 days, we also used 1, 2, and 3 days as correction factors and predicted sex ratios of nests from incubation durations using these values.

For all nesting seasons there were no data on incubation durations for 1-16 October and 17–31 March, although, on average, 0.5 and 0.6%, of the seasonal total of nests are laid during these periods; therefore, to calculate the average sex ratio for all seasons we substituted the sex ratios for 17-31 October and 1-17 March, respectively.

We calculated the confidence interval surrounding the overall mean sex ratio for 1991-1997. Using the bootstrapping technique we generated 1000 data sets by randomly sampling the original data set of incubation periods. The 1000 data sets were used to derive 1000 overall sex ratio values, from which we computed a 95% confidence interval.

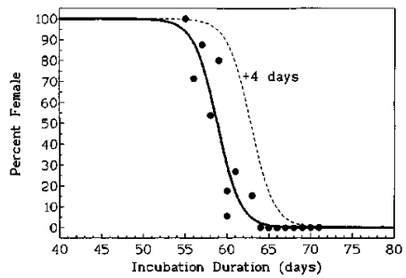
Results

Pivotal temperature and pivotal incubation duration

Of the 200 eggs that were maintained at different constant temperatures for the complete incubation period, 171 hatched (85.5% emergence rate). Six of the embryos that did not hatch were very close to term, so we were able to successfully identify their sex (Table 1). Using the traditional method of calculating the pivotal temperature (cf. Mrosovsky and Pieau 1991), we found little difference between the 2 clutches: 29.6°C for clutch R and 29.7°C for clutch S ($p = 0.26$, two-tailed *t* test; Zar 1996); for all hatchlings the incubation temperature that produced 50% of each sex was 29.65°C, which was essentially identical with the value derived by means of maximum-likelihood analysis (29.66 ± 0.06°C (mean ± SD); cf. Girondot 1999). This pivotal temperature is significantly higher ($p < 0.0001$) than that found for loggerhead turtles clutches from the same beaches, 29.15 ± 0.06°C (Marcovaldi et al. 1997), and sig-

© 1999 NRC Canada

Fig. 1. Relationship between sex ratio and incubation duration for hawksbill turtle eggs in Bahia, Brazil. The solid line is based on laboratory incubation at constant temperature. The broken line was derived by adding a correction factor of 4 days to account for the time elapsed between hatching and emergence (see the text). The nonlinear curve was fitted using Inplot 4.03 software, with the upper and lower asymptotes set at 100 and 0% female, respectively.



nificantly higher ($p < 0.0001$) than that found for hawksbill turtles from Antigua, 29.27 ± 0.05°C (Mrosovsky et al. 1992).

The incubation period in the laboratory that resulted in 50% of each sex was 58.8 days (Fig. 1). Adding 4 days to allow for the time it takes the hatchlings to dig through the sand and emerge on the beach from natural nests (Godfrey and Mrosovsky 1997), the pivotal incubation duration in the field was estimated at 62.8 days. This derived field curve was used to predict the sex ratios of hatchlings from individual natural nests with known incubation durations. On average, hawksbill turtle eggs took longer to develop than loggerhead turtle eggs incubated at similar temperatures (Fig. 2).

Relative nesting frequency and estimated overall sex ratios

The relative numbers of hawksbill turtle nests laid during the different nesting seasons studied were similar across years (Fig. 3). To calculate the overall sex ratio for a particular season we multiplied the estimated sex ratio for each half-month period by the relative numbers of nests laid in the same half month and then summed all the half-month periods in the season. For each of the seasons the predicted sex ratios were strongly female-biased (>90% female; Table 2). In case the 4-day correction factor we used is inappropriate for hawksbill turtles, we also calculated the overall seasonal sex ratios for all seasons using 1-, 2-, and 3-day correction factors. This had little effect on the outcome: assuming a 1-day correction factor in deriving the field incubation duration curve, the seasonal sex ratios were still heavily female-biased, >90% female production being the mean for all seasons (Table 2, Fig. 4).

Discussion

Natural hawksbill turtle nests in Bahia have probably produced almost exclusively female hatchlings since at least 1991–1992 according to present estimates. This conclusion is supported by other data. First, the pivotal temperature found here was 29.6°C and sand temperatures recorded in Praia do Forte are often greater than 31°C (Maciel et al. 1999). Thus, hawksbill turtle nests in this area would be expected to produce mostly female hatchlings. Second, loggerhead turtle nests laid on the same beaches in Bahia produce a majority of female hatchlings (Marcovaldi et al. 1997); the pivotal temperatures of the 2 species are roughly similar and both species nest during the summer months. Because the peak of nesting for hawksbill turtles, January-February, occurs later in the season than that for loggerhead turtles, November-December (Marcovaldi and Laurent 1996), hawksbill turtle eggs are exposed to somewhat higher sand temperatures as warming continues over the nesting season in Bahia (Maciel et al. 1999). It is tempting to speculate that the slightly higher pivotal temperature for hawksbill turtles represents an adaptive adjustment to keep their offspring sex ratios from becoming too skewed. A similar speculation was made about the slightly higher pivotal temperatures for leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) (29.25°C) and green turtles (28.75°C) sharing nesting beaches in Suriname (Mrosovsky et al. 1984). However, more recent investigations suggest that the pivotal temperature for green turtles in Suriname is nearly as high as that for leatherback turtles (Godfrey 1997; Girondot 1999). Speculation about adaptive adjustments of pivotal temperature should be tempered by recalling that pivotal temperatures recorded for species from both Suriname and Bahia are based on only a few clutches. In addition, there were some methodological differences among the various studies, such as the use of different values to correct for the evaporative cooling of eggs in the incubators. Moreover, in the case of hawksbill and loggerhead turtle eggs in Bahia, the sand temperatures are so high that nearly all hatchlings produced are female, regardless of any differences in pivotal temperature.

Comparisons between loggerhead and hawksbill turtles in Bahia are complicated by the existence of hybrids between the 2 species (Conceição et al, 1990). Bass et al. (1996) noted that 10 out of 14 samples of DNA from hawksbill turtle hatchlings from Bahia contained genetic markers thought to be specific to loggerhead turtles; this suggests that hybridization is a relatively common here. What is not known is whether this hybridization has resulted in greater similarity in physiological and behavioural features of these species. For instance, there does not appear to be any striking difference in areas of the beach selected by loggerhead and hawksbill turtles for nesting in Bahia, although the beaches there are mainly backed by coconut plantations and do not provide the dense vegetation preferred for nesting by hawksbill turtles in other regions (Diamond 1976; Ryder et al. 1989). However, a detailed study of nest-site preferences between these species in Bahia has yet to be done.

On the other hand, there are some clear differences between hawksbill and loggerhead turtles in Brazil. For instance, there is a difference in peak nesting times within a season (Marcovaldi and Laurent 1996). Also, the incubation durations differ. Hawksbill turtle eggs buried in a hatchery take longer, on average, to emerge than loggerhead turtle eggs buried nearby in the same hatchery (D'Amato and Marczwski 1993). Also, at similar constant temperatures in

© 1999 NRC Canada

Fig. 2. Relationship between temperature and incubation duration for hawksbill turtle (O) and loggerhead turtle (•) eggs incubated in the laboratory. A linear regression line is shown for each species. Values for loggerhead eggs are from Marcovaldi et al. (1997).

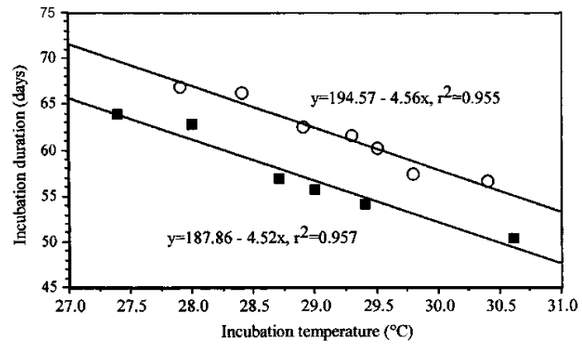
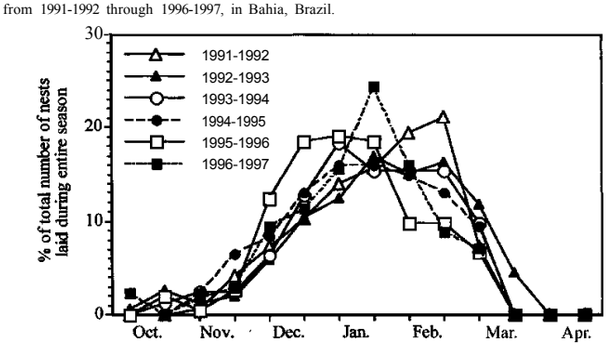


Fig. 3. Relative number of hawksbill turtle nests per half month (expressed as a percentage of the season's total) during individual nesting seasons from 1991-1992 through 1996-1997, in Bahia, Brazil.



the laboratory (27.5–30.5°C), hawksbill turtle eggs take about 5 days longer to hatch (Fig. 2). Interestingly, this is opposite to what was reported by Ackerman (1997), who suggested that hawksbill eggs take 5 days less, on average, than loggerhead turtle eggs to develop to term when incubated in constant conditions.

One limitation of this study is that the sex ratios are based on only 2 clutches. It is possible that there is variation in pivotal temperatures (and hence pivotal incubation durations) for the population of hawksbill turtles in Bahia, which could alter the estimates of sex ratio based on incubation duration. To date, however, relatively little variation in pivotal temperatures of marine turtles has been found (Mrosovsky 1994). Also, sand temperatures in Bahia are generally well above 31°C during the nesting season for hawksbill turtles (Maciel et al. 1999; unpublished data), so this beach would produce almost all females regardless of among-clutch variation in pivotal temperatures. The method of converting incubation durations of clutches into sex ratios of hatchlings was recently tested by comparing it with the more traditional method of using histological analysis of the gonads of hatchlings to estimate sex ratios (Mrosovsky et al. 1999). For loggerhead turtle nests, there was concordance between sex ratios both predicted from the incubation duration and calculated by means of histology, i.e., there was no significant difference overall. Continued studies of sand temperatures on the nesting beaches and perhaps direct sexing of a sample of hatchlings would help to reinforce the present findings.

Biological implications of female-biased sex ratios

Eggs laid by at least 2 species of sea turtles nesting in Bahia have produced mainly females (Marcovaldi et al. 1997; this study). Evidently, the frequency-dependent pressures of skewed sex ratios as described by Fisher (1930)

© 1999 NRC Canada

Fig. 4. Average relative number of hawksbill turtle nests (expressed as a percentage of the season's total) laid per half month from 1991-1992 through 1996-1997 (bars and left-hand vertical axis). Also shown are the mean sex ratios (percent female) per half month (curves and right-hand vertical axis) for all nesting seasons, based on 1- to 4-day hatch-to-emergence intervals (see the text). Overall seasonal sex ratios for individual years with the different correction factors are listed in Table 2.

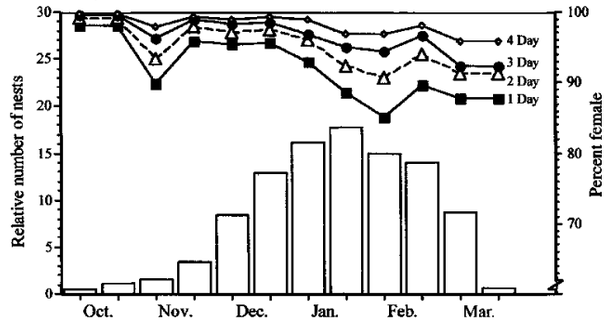


Table 2. Estimates of overall sex ratios (percent female) of hatchling hawksbill turtles produced in Bahia, Brazil, based on 1-, 2-, 3-, and 4-day correction factors (CF; see the text for details).

Nesting season	*n*	1-day CF	2-day CF	3-day CF	4-day CF
1991-1992	165	84.2	90.5	94.6	97.1
1992-1993	153	96.4	97.9	98.8	99.6
1993-1994	234	91.4	95.1	95.5	98.6
1994-1995	168	97.1	98.5	99.2	98.8
1995-1996	194	95.8	97.6	98.8	99.4
1996-1997	168	77.4	83.1	87.5	90.7
Mean for all seasons		90.8	94.2	96.2	97.9

Note: *n* is the number of all nests laid that season. For 1992-1993 nesting season, no incubation durations were available for 16–30 November or 1-14 February, so we substituted the mean incubation duration for all nests laid during these half-month periods in the other seasons. The mean overall sex ratios for all seasons were calculated by averaging within each half-month period the sex ratios for all seasons and multiplying these values by the mean percent nesting for that half month. The 95% confidence interval for the overall sex ratio estimate with the 4-day CF, based on the bootstrap technique (see Methods), is 97.8-98.0.

have not been strong enough to force these sex ratios closer to equality. Bull and Charnov (1988) described a number of conditions that might contribute to the production of biased sex ratios of offspring, such as local competition for mates between related males. However, since many features of the natural history and demography of sea turtles are unknown, it is not clear whether sea turtles meet any of these conditions. Nevertheless, given the current data we can begin to formulate simple questions about the implications of biased sex ratios.

Systematically collected data on sea turtle nests from Bahia are available only from 1991-1992 onwards, although incubation durations have been recorded since 1983. For each season between 1983-1984 and 1990-1991, the mean incubation duration for hawksbill turtle nests was <55 days, which suggests that a female-biased hatchling sex ratio has been common for almost 20 years. It is possible that the large number of female hatchlings translates into a female-biased adult sex ratio. If so, one question that can be asked is where are the males coming from to mate with these females? In the case of loggerhead turtles, whose nesting extends along almost the whole coast of Brazil, relatively more males are produced on beaches in Espírito Santo and farther south than in the northern states of Bahia and Sergipe (Marcovaldi et al. 1997). Some of these males produced in the south might migrate north to mate with the females produced there. This possibility can be tested by investigating whether or not there is regular interchange of nuclear DNA between the northern and southern populations of loggerheads.

In the case of hawksbill turtles this scenario is more problematic, since nesting of hawksbill turtles in Brazil is sparse outside of Bahia (Marcovaldi and Laurent 1996) and elsewhere on the Atlantic coast of South America; e.g., very few hawksbill turtle nests are laid each year in the Guianas (Schulz 1975). However, the Caribbean supports a number of nesting populations (Groombridge and Luxmoore 1989). It is possible that males produced in the Caribbean migrate

© 1999 NRC Canada

Table 3. Emergence rates from natural nests compared with estimated sex ratios of different populations of hawksbill and loggerhead turtles.

	Location	Sex ratio (% female)	Emergence rate (%)	Reference
Loggerhead turtles	Bahia, Brazil	82.5	72-73	D'Amato and Marczwski 1993; Marcovaldi and Laurent 1996
Hawksbill turtles	Bahia, Brazil	>90	38-61	D'Amato and Marczwski 1993; Marcovaldi and Laurent 1996
	Antigua	Not highly female-biased	82	Hoyle and Richardson 1993; Mrosovsky et al. 1992

to Brazil to mate with females there and vice versa. Based on comparisons of the pivotal temperature and nesting-beach temperatures in Antigua, it has been argued that hawksbill turtle nests laid in Antigua do not produce hatchlings with a highly female-biased sex ratio (Mrosovsky et al. 1992; Mrosovsky 1994). In contrast, nests laid in the U.S. Virgin Islands are thought to produce an abundance of females (Wibbels and Hillis 1995). Nevertheless, a study using mixed stock analysis to determine contributors to foraging grounds in Caribbean waters showed no evidence of migrants from Brazil (Bowen et al. 1996). A further possibility is that there is interaction between female hawksbill turtles from Brazil and males from the African continent; there has been a single recorded incident of a tagged female from Brazil being recovered in Senegal (Marcovaldi and Filippini 1991).

Implications of skewed sex ratios for conservation and management

Is the highly female-biased sex ratio of hatchling hawksbill turtles in Bahia beneficial to the population? Clearly, there is little need to increase the number of female offspring in Bahia, as suggested by Vogt (1994). However, because hatcheries are used in Bahia to protect nests that would not otherwise survive, the question arises as to whether the thermal conditions in these hatcheries should be actively managed. Currently, TAMAR follows a policy of matching the thermal conditions of its hatcheries with those of natural nesting areas on the beaches. The similarity in incubation durations and sand temperatures between beach and hatcheries indicate that the nests incubated in the hatchery produce primarily females (D'Amato and Marczwski 1993; Maciel et al. 1999).

However, there are other possible strategies for managing turtle hatcheries. It could be argued that a relative scarcity of males (due to a highly female-biased sex ratio of the hatchlings) might result in a decreased incidence of multiple paternity in turtle clutches and (or) a reduction in the total time spent mating, which could lead to a reduction in hatching success (see Wood and Wood 1980). There is some indication that hawksbill turtle clutches in Bahia have a lower hatching success rate than loggerhead turtle clutches laid on the same beach and hawksbill turtle clutches laid in Antigua (Table 3). It would be interesting look into the possible relationship between hatching success and the incidence of multiple paternity in sea turtles in general.

Another possible consequence of the extreme bias towards female hatchlings is an effect on the frequency of hybridization. In experiments on hybridizing anurans, the number of hybrid matings increased when the relative availability of males from the non-conspecific population also increased (Bergen et al. 1997). Perhaps there is a correlation between the relative availability of male loggerhead and hawksbill turtles and the level of mating between female hawksbill and male loggerhead turtles.

It was suggested previously that pairing of male hawksbill and female loggerhead turtles might result from the relative abundance of female loggerhead turtles (Marcovaldi et al. 1997). We suggest that pairing of male loggerhead and female hawksbill turtles is equally likely. A factor in both types of pairing could be that there are fewer nesting hawksbill turtles relative to nesting loggerhead turtles: roughly 7 times more loggerhead than hawksbill turtle nests are found in this region (Marcovaldi and Laurent 1996). Whether or not hybridization is desirable is difficult to evaluate. More information is needed on the hatching success and reproductive output of hybrids.

These speculations should not be taken as calling for an increase the production of male hatchlings by managing the thermal environment of the hatcheries (cf. Mortimer et al. 1993; Chan and Liew 1995), but as counselling that the issue of sex ratios in conservation should not be considered in isolation from questions of hatch rates, hybridization, multiple paternity, and movement of turtles between beaches. Nevertheless, estimating natural sex ratios is important for assessing management practices, and according to the present estimates, the sex ratio of hawksbill turtle hatchlings produced in Bahia is extremely female-biased.

Acknowledgements

Collecting the eggs would not have been possible without the help of Claudia Vieitas, Alex Silveira, and all the remaining staff and interns of the TAMAR stations from Arembepe to Sítio do Conde. Peggy Salmon, Natalie Chung, and Sonja Banjanin assisted with the laboratory work. Marc Girondot kindly provided statistical descriptions of pivotal temperatures and Jon Stone graciously scripted a bootstrap program. We thank Anna Bass and Marc Girondot for helpful comments on the manuscript. We thank the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada and the Ontario Graduate Scholarship program for support. The official sponsor of TAMAR is Petrobras. TAMAR is also affiliated with Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis and co-managed by Fundação Pró-TAMAR.

© 1999 NRC Canada

Ryder, C., Richardson, J.I., Corliss, and Bell, R. 1989. Habitat preference and beach management for nesting hawksbills, Jumby Bay, Antigua, West Indies. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-232. pp. 263-266.

Silveira, A.M.R., and Patiri, V.J.A. 1995. Sobre a biologia de *Caretta caretta* (tartaruga cabe9uda) e *Eretmochelys imbricata* (tartaruga de pente) no litoral do município de Camaçari, Bahia. Resumos do XI Encontro de Zoologia do Nordeste, João Pessoa, Paraíba. p. 54. [Abstr.]

Schulz, J.P. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. Zool. Verh. (Leiden), **143:** 1-143.

Vogt, R.C. 1994. Temperature controlled sex determination as a tool for turtle conservation. Chelonian Conserv. Biol. 1: 159-162.

Wibbels, T., and Hillis, Z.-M. 1995. Preliminary examination of hatchling sex ratios of hawksbill sea turtles from Buck Island Reef National Monument. Am. Zool. 35: 38A.

Wood, J.R., and Wood, RE. 1980. Reproductive biology of captive green sea turtles, *Chelonia mydas*. Am. Zool. **20:** 499-505.

Yntema, C.L., and Mrosovsky, N. 1980. Sexual differentiation in hatchling loggerheads *(Caretta caretta)* incubated at different controlled temperatures. Herpetologica, **36:** 33-36.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. Prentice Hall, Upper Saddle River, N.J.

© 1999 NRC Canada

From One Feeding Ground to Another: Green Turtle Migration Between Brazil and Nicaragua

Eduardo H.S.M. Lima[1], Cynthia J. Lagueux[2], Dennis Castro W.[3], & Maria Â. Marcovaldi[4]

[1]*Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 191-Centro, Fortaleza, Ceará 60001-970 Brasil (E-mail: aruana@truenet-ce.com.br)*
[2]*Wildlife Conservation Society, P.O. Box 488, Gainesville, Florida 32602-0488, USA (E-mail: lagueux@nervm.nerdc.ufl.edu)*
[3] *Wildlife Conservation Society, Lista de Correo, Puerto Cabezas, RAAN, Nicaragua*
[4]*Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, 40210-970 Brasil (E-mail: (protamar@e-net.com.br)*

A green turtle measuring 88cm in curved carapace length, and 80cm in curved carapace width was tagged in 1994 in the waters of Almofala, in the state of Ceará, off the northeast coast of Brazil. This animal was later captured in March 1998 at Merilin Bar, in the vicinity of Miskitu Cay, off the northeastern Caribbean coast of Nigaragua. Although the route taken by the turtle is not known, the straightline distance between the two sites is approximately 5300 km.

The turtle was captured in Nicaragua by Roberto Menna, a Miskitu Indian from the community of Pahra. Marine turtles are harvested by Miskitu Indians of Caribbean Nicaragua primarily as a source of protein and income (Lagueux 1998). A minimum of 11,000 green turtles (*Chelonia mydas*), 600 loggerhead turtles (*Caretta caretta*), 100 hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*), and a dozen leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) are estimated to be captured and/or harvested in this region each year (Lagueux 1998).

The turtle was originally tagged in Almofala after it was found accidentally caught in one of the *currais*, a traditional wooden fishing weir used from January to July by the local Indians in Almofala. These traps are an important part of the indigenous culture in Almofala. The construction of the weirs includes an important ceremonial component, and building plans are passed down from generation to generation (Seraine 1958). As part of its ongoing work with indigenous fishermen (Marcovaldi 1991; Marcovaldi *et al.* 1998) Projeto TAMAR in Almofala is also planning to investigate the occurrence of turtles incidentally ensnared by nets set for lobster.

Acknowledgements: Charles Tambiah kindly assisted in the preparation of this note. We thank the Caribbean Conservation Corporation who compensate Nicaraguan turtlers for all tag recoveries received, including tags from non-CCC tagging projects. We appreciate the cooperation of the Nicaraguan turtlers in returning the tags and providing information about the turtles captured. The Projeto TAMAR station in Almofala is supported by the Frankfurt Zoological Society. Projeto TAMAR is officially sponsored by Petrobras, affiliated with IBAMA, and co-managed by Fundação Pró-TAMAR.

LAGUEUX, C.J. 1998. Marine turtle fishery of Caribbean Nicaragua: human use patterns and harvest trends. Doctoral Dissertation, University of Florida, Gainesville. 215 pp.

MARCOVALDI, M.Â. 1991. Sea turtle conservation program in Brazil expands activities. Marine Turtle Newsletter 52: 2-3.

MARCOVALDI, M. Â., C. BAPTISTOTTE, J. C. DE CASTILHOS, B. M. G. GALLO, E. H. S.M. LIMA, T. M. SANCHES & C. F. VIEITAS.1998. Activities by Project TAMAR in Brazilian Sea Turtle Feeding Grounds. Marine Turtle Newsletter 80:5-7.

SERAINE, F. 1958. Curral de pesca no litoral cearense. Boletim de Antropologia (Fortaleza, CE) 2: 21-44.

LIMA, E. H. S. M.; LAGUEUX, C. J.; W. CASTRO, D.; MARCOVALDI, M, Â. From one feeding ground to another: greem turtle migration between Brazil and Nicaragua**.** **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.85, p.10, 1999.

ELSEVIER

Biological Conservation 91 (1999) 35–41

BIOLOGICAL CONSERVATION

www.elsevier.com/locate/biocon

Marine turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA

Maria Ângela Marcovaldi [a,*], Guy Guagni dei Marcovaldi [b]

[a] *Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, CEP: 40210-970 Brazil*
[b] *Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, CEP: 40210-970 Brazil*

Received 19 October 1998; received in revised form 17 February 1999; accepted 22 February 1999

Abstract

Projeto TAMAR-IBAMA, jointly administered by the Government of Brazil and the non-governmental organization Fundação Pró-TAMAR, has established 18 conservation stations which cover 1100 km of the Brazilian mainland coast (in the states of São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia, Sergipe, and Ceará). In the oceanic islands of Fernando de Noronha, Atol das Rocas, and Trindade, only the first has a permanently staffed station. The program was initiated in 1980 to investigate and implement a program for the conservation of sea turtles. As a direct result of TAMAR's efforts, the harvest of gravid females and of eggs has ceased in all major nesting areas. The success of the program is based on local participation of the fishing villages, including the employment of former egg poachers to patrol the beaches and protect the nests, education programs, and ecotourism. The majority of stations are staffed year round and not only promote the conservation of endangered sea turtles, but also organize community festivals, support local schools and health care facilities, and assist in developing alternative sources of income for residents who once relied on the exploitation of sea turtles. A similar effort to protect coastal feeding areas where incidental capture is high was initiated in 1991. © 1999 Published by Elsevier Science Ltd. All rights reserved.

Keywords: Sea turtle; Community based conservation; Community participation; Environmental education; Brazil

1. Introduction

Legislation partially protecting sea turtles was passed in Brazil in 1967 and a moratorium on the capture of leatherback (*Dermochelys coriacea*) and hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) turtles was approved in 1968. In 1976, the moratorium was extended to the olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) and the harvest of loggerhead (*Caretta caretta*) and green (*Chelonia mydas*) turtles was restricted to individuals larger than 70 and 80 cm, respectively, during an annual open season (1 May through 30 November). Full protection for all species occurring in Brazil was enacted in 1986. Despite advances in the regulatory framework, Brazil came under increasing international pressure to promulgate more comprehensive conservation legislation and to implement sea turtle conservation programs. Advocates argued that since sea turtles are migratory and routinely feed in the waters of one country and then lay eggs on the beaches of another, all nations must work together to achieve the sustained recovery of regionally depleted stocks. In response, the Brazilian government established the National Marine Turtle Conservation Program in Brazil (Projeto TAMAR) in 1980, affiliated with the Brazilian Institute for the Environment (IBAMA).

The initial objectives of TAMAR were to quantify the number of species, distribution and abundance of sea turtles, the seasonality and geographic range of egg-laying, and the primary threats to turtle survival. A comprehensive two-year survey of the coastline was carried out between 1980 and 1981. Although virtually nothing had been published about sea turtles in Brazil, information gleaned from an international literature review suggested that the survey should be divided into two regions. South of Rio de Janeiro, climatic conditions were not expected to be conducive to sea turtle nesting, and questionnaires were sent to all government agencies, universities, and other institutions that had marine programs in this region. North of Rio de Janeiro, a field survey, to include interviews with coastal residents, was planned. At that time, most urban agencies and universities in the northern region had no

* Corresponding author. Fax: +55-71-876-1067.
E-mail address: protamar@e-net.com.br (M.Â Marcovaldi)

0006-3207/99/$ - see front matter © 1999 Published by Elsevier Science Ltd. All rights reserved.
PII: S0006-3207(99)00043-9

information about sea turtles; indeed official sources assumed there were no sea turtles at all in Brazil.

The purpose of this paper is to provide an explanation of the activities of Projeto TAMAR. A description of the stations, the study areas, and selected details of program administration, and community outreach are included. This paper is not intended to present a thorough literature review of sea turtle conservation techniques, but rather illustrate what we have established by way of a national conservation program in one of the largest developing countries in the world. We hope that this will give conservationists elsewhere a working experimental model from which to design their own national recovery programs for endangered species.

2. Initial survey

Sandy beaches, many of which are difficult to reach, span ca. 6000 km of coastline from Rio de Janeiro to the French Guiana border. Beach surveys, both continental and insular, made use of boats, foot-patrol, and horses. Interviews with fishermen were arranged and conducted cautiously, with simple questions designed not to prompt biased answers. Questions asked included: "Have you ever seen a sea turtle?", "If so, how many?", "When do the turtles come to the beaches?", and "How many different kinds of turtles have you seen?" Other sources of information, such as decorative displays of turtle shell in houses, were used to confirm and augment the interview data. From all the sources of information, it became clear that (1) there were three main nesting areas on the mainland: Praia de Comboios, Espírito Santo; Praia do Forte, Bahia; and Pirambu, Sergipe, (2) the loggerhead turtle was the most abundant nester on the mainland, (3) only the green turtle nested on the islands, (4) the mainland nesting season spanned September through March (and sometimes April), (5) the island nesting season spanned December through May, and (6) the main threat was the harvest of eggs and to nesting females.

Despite the fact that exploitation had occurred at a subsistence level (we found no formal markets for turtle products), the survey revealed that a substantial annual harvest had taken place for generations with little regard for population size or rates of recruitment. Many interviewees confided that populations had been considerably larger in the past. The primary commodities were eggs, meat and shell, but there was no evidence of the use of oil or skins. Patterns of harvest and use differed only slightly among villages. Generally, feeding or nesting turtles were captured opportunistically. In the states of Alagoas and Pernambuco, a few artisans earned income from the sale of hawksbill shell jewellery to urban retail buyers. There was a small and informal market in some cities for whole turtle shells displayed for decoration. Egg poaching was widespread all along the coast, often approaching 100% of all eggs laid. In no case did turtles provide a primary source of either income or protein.

As a direct result of the initial surveys, in 1982 TAMAR established stations at the three primary nesting sites it had encountered. Study area boundaries were based on anecdotal data pertaining to the relative number of nests and consideration of natural rookery boundaries, especially for the rarer species. TAMAR has since expanded, and today a network of stations and associated conservation and monitoring activities provide for the protection of all sea turtles and their eggs on ca. 1100 km of coastline and oceanic islands. In addition, coastal fishing villages are fully integrated into the program. Fishermen and local villagers comprise the majority of paid personnel (85%) who work in the program.

3. Stations and study areas

At the current time, Projeto TAMAR operates 21 research and conservation bases in Brazil (Table 1, Fig. 1). The majority of the bases on the mainland are staffed year round, and in the archipelago of Fernando do Noronha. The islands of Atol das Rocas and Trindade are visited sporadically by TAMAR personnel, as it is difficult logistically to transport people and supplies back and forth. The Biological Reserve of Atol das Rocas is located 267 km off the coast of the state of Rio Grande do Norte, and comprises two small islands (Bellini et al., 1996). These two island groups are also feeding grounds for green and hawksbill turtles. Trindade Island (state of Espírito Santo) is located 926 km from coast of Espírito Santo, is administered by the Brazilian Navy, and has the only nesting population of sea turtles in Brazil that apparently has not suffered a decline caused by human activities.

4. Methods

4.1. Nesting areas

Despite almost two decades of conservation work, it has not been possible to extend equal effort to all areas of the Brazilian coastline, even within TAMAR stations. Therefore, an intensive study area (ISA) and a conservation area (CA) are associated with each of the continental stations that have nesting populations. Each ISA is coincident with a major concentration of nesting. A research team consisting of the station manager and a variable number of interns, generally biology students, patrol the ISA each night during the nesting season. An ISA can extend from 5–50 km; vehicles are used to

Table 1
Conservation and research stations operated by TAMAR

Station name	State	Station type	Founded	Area covered	Species
Ubatuba	SP	Feeding grounds	1991	100 km	*Cm, Cc, Ei, Dc*[a,b]
Bacia de Campos	RJ	Nesting areas	1993	60 km	Cc
Comboios	ES	Nesting areas	1982	40 km	Cc, Cm, Dc
Povoação	ES	Nesting areas	1987	60 km	Cc, Ei, Dc
Pontal do Ipiranga	ES	Nesting areas	1987	70 km	Cc, Ei, Dc
Guriri	ES	Nesting areas	1988	55 km	Cc, Ei, Lo
Trindade	ES	Nesting areas	1986	2 km	Cm
Itaunas	ES	Nesting areas	1991	30 km	Cc, Ei, Lo
Mucuri	BA	Nesting areas	1994	57 km	Cc, Ei, Lo
Itapoã	BA	Nesting areas	1993	20 km	Cc, Ei, Lo, Cm
Arembepe	BA	Nesting areas	1983	65 km	Cc, Ei, Lo, Cm
Praia do Forte	BA	Nesting areas/ feeding grounds	1982	50 km	Cc, Ei. Lo, Cm, *Cm*[a]
Subauma	BA	Nesting areas	1988	43 km	Cc, Ei, Lo, Cm
Sitio de Conde	BA	Nesting areas	1991	50 km	Cc, Ei, Lo, Cm
Mangue Seco	BA	Nesting areas	1991	32 km	Cc, Ei, Lo, Cm
Abais	SE	Nesting areas	1987	35 km	Lo, Cc, Ei, Cm
Pirambu	SE	Nesting areas	1982	55 km	Lo, Cc, Ei. Cm
Ponta do Mangues	SE	Nesting areas	1990	80 km	Lo, Cc, Ei, Cm
Fernando do Noronha	PE	Nesting areas/ feeding grounds	1984		Cm, *Cm, Ei*
Atol das Rocas	RN	Nesting areas/ feeding grounds	1982	4 km	Cm, *Cm, Ei*
Almofala	CE	Feeding grounds	1992	65 km	*Cm, Ei, Cc*

[a] Marine turtle species given in italics are species protected at sea, on their feeding grounds.
[b] NOTE: State abbreviations are as follows: SP = São Paulo, RJ = Rio de Janeiro, ES = Espirito Santo, BA = Bahia, SE = Sergipe, PE = Pernambuco, RN = Rio Grande do Norte, and CE = Ceará. Species abbreviations are as follows: Cm = *Chelonia mydas*, Cc = *Caretta caretta*, Dc = *Dermochelys coriacea*, Ei = *Eretmochelys imbricata*, and Lo = *Lepidochelys olivacea*.

patrol larger areas. Nesting turtles encountered during patrols are measured [curved carapace length (CCL) and width], and flipper-tagged with monel or inconel tags (#681, National Band Company, Kentucky, U.S.A.; cf. Pritchard et al., 1983; Limpus, 1992) [for loggerheads, straight carapace length (SCL) can be estimated from: SCL = 0.98 CCL–5.14; Frazer and Ehrhart, 1983]. All nests left in situ are marked with a unique number. In areas where predators are a serious threat, nests are protected with a plastic or wire mesh buried just below the surface of the sand, above the eggs. The mesh size is large enough (≥7 cm square) to allow hatchlings to escape from the nest. Each TAMAR station has an open-air hatchery that normally receives eggs from the surrounding beaches in the CAs. The ISA, where nests are always monitored in situ, serves as a control against which to evaluate the success of the eggs and the incubation conditions in the hatchery.

Unlike the ISAs, the CAs are monitored and protected by the local fishermen. These are the same fishermen who in the past were the main turtle hunters and egg collectors, and are now hired by TAMAR to patrol sections of beaches. Each fisherman is responsible for patrolling ca. 5 km of beach each morning. When he encounters a nest the fisherman carefully transfers it to a Styrofoam box, using sand to pack the eggs together. The fishermen deliver the boxes to TAMAR station staff at collection points. The eggs are then moved to hatcheries that are centrally located in natural nesting habitat, which normally reduces transport time to less than 12 h between laying and reburial. This strategy reduces the potential negative consequences for developing embryos associated with transport (Limpus et al., 1979, 1980; Parmenter, 1980; Blanck and Sawyer, 1981; Chan et al., 1985). Hatchery nests are maintained as closely as possible to natural conditions (D'Amato and Marczwski, 1993; Marcovaldi and Laurent, 1996).

While some authors have highlighted the potential biological impacts of hatcheries (e.g. Vogt, 1994), our experience has been that properly constructed and maintained enclosures provide comparable hatch success to in situ nests (Bapistotte, 1995; Marcovaldi and Laurent, 1996). In addition, we carefully monitor a variety of incubation variables (incubation period, temperature, etc.) in order to keep the incubation conditions similar between the natural nests and those in the hatchery. Hatcheries are a necessary interim step; for now, nests that cannot otherwise be protected from poachers, predators, heavy beach traffic, or erosion, are moved to hatcheries for safe incubation. Where TAMAR has been working for several years, the level of involvement and pride in the project on the part of the villagers is very high, and more nests are being left in situ over ever-expanding areas. The main goal of TAMAR in the near

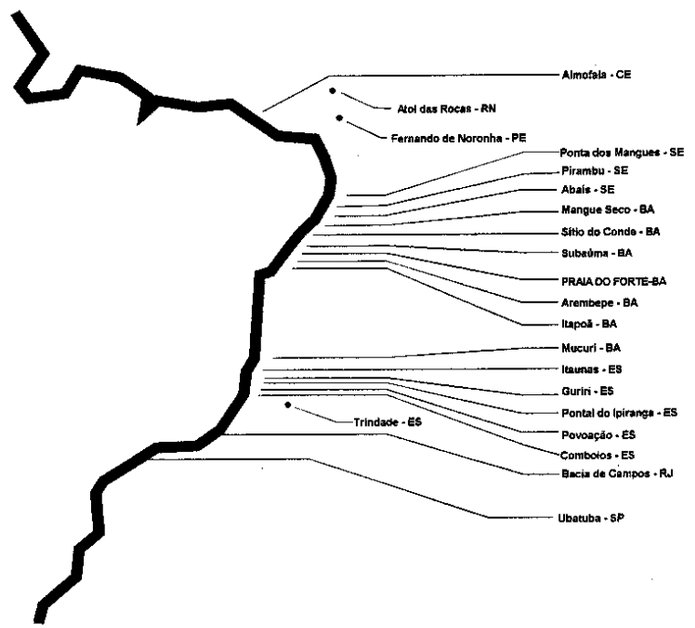


Fig. 1. Projeto TAMAR administers 21 sea turtle conservation stations along 1100 km of Brazil's coast, both on the mainland and on oceanic islands. The headquarters is located in Praia do Forte, Bahia. There are no permanent stations at Atol das Rocas or Trindade island. State abbreviations are given in Table 1.

future is to keep as many nests as possible in situ. Nowadays, nearly 70% of all nests are left in their original places. For the time being, the beach hatcheries are a necessary component of our national strategy.

Conservation on the islands is more expensive and logistically challenging than on the mainland. TAMAR has established one permanent island station, located on the Marine National Park of Fernando de Noronha. There are several beaches on the main island of this archipelago which are patrolled nightly, from December through May, to tag and measure nesting females and to mark and monitor nests. All nests are protected in situ; after hatching, nests are exhumed and the contents recorded. In the Biological Reserve of Atol das Rocas, which receives ca. 500 occurrences of nesting females per nesting season, field teams are transported to the atoll by boat and remain there for 1 month periods. Until recently, there was complete coverage of the 1 km nesting beach from December through July, to tag and measure nesting females, and mark and monitor nests (Bellini et al., 1996). Currently, visits are made opportunistically, and a sample of nests is exhumed post-hatching and analyzed each year. There has also been tagging of gravid females on Trindade Island, but no conservation efforts have been necessary (Moreira et al., 1995). Trindade supports the largest nesting colony of green turtles in Brazil, with ca. 5000 occurrences of female turtles on its nesting beaches per season, and offers a potentially excellent research opportunity because the nesting population has been undisturbed, largely due to the presence of a Brazilian Naval facility, which restricts public access to the island.

4.2. Feeding areas

The stations dedicated to protecting turtles on their feeding grounds were set up in areas where it was believed that large numbers of turtles were being accidentally caught and subsequently drowned in various forms of artisanal fishing nets and wooden currais (Marcovaldi, 1993). Building on the positive experience at the other stations, research and monitoring of turtles in the water have been designed to incorporate participation of the coastal residents. The objectives include (1) educating fishermen and coastal residents about the natural history of sea turtles, and their role in the ecosystem, and (2) to develop strategies to reduce the numbers of turtles drowned through incidental capture.

Results so far include the introduction of alternative fishing methods, such as the 3 Fish Aggregating Device (Bergstrom, 1983), or, more recently (and more successfully), oyster and mussel culture. Several families that once relied on fishing nets for their livelihoods now work with shellfish culture (Giffoni et al., 1998). Another positive outcome has been the recruitment of the fishermen in actively resuscitating "stunned" turtles. Frequently, after being caught in a net, a sea turtle becomes comatose and appears dead (Shoop et al., 1990). In the past, stunned turtles accidentally caught by the fishermen were quickly thrown back in the water, causing them to die. These actions were based on the fishermen's fear of punishment, because turtles in Brazil are protected by law and their intentional capture is banned. In response to this situation, TAMAR began distributing pamphlets and posters explaining how the fishermen can save turtles that are accidentally caught. The fishermen are encouraged to check their nets often for sea turtles, and are instructed how to revive an unconscious animal. After resuscitation, the turtles are released in the ocean by the fishermen, usually with tags. This educational initiative, entitled "Not everything caught in a net is fish," exemplifies the kind of innovative approach needed to successfully protect and monitor turtles in Brazil. In addition, the tagging program at the feeding ground stations has provided information about the migratory routes of these turtles (e.g. Lum et al., 1998).

5. Institutional structure

Projeto TAMAR is a federal governmental program created in 1980, by IBAMA, (Brazilian Institute for the Environment), with the mandate to protect sea turtles in Brazil. In the beginning, the program was also affiliated with and assisted by several national non-governmental organizations (NGOs). However, as the program matured in scope and personnel, and the budget expanded at a quickening pace, the alliance became unmanageable for a number of reasons. In response, in 1988, Fundação Pró-TAMAR was legally created to support, raise funds, and co-administer Projeto TAMAR with the government. Fundação Pró-TAMAR, a Brazilian NGO, is comprised of a president, a board of counselors, five regional coordinators, and five technical coordinators. Each regional coordinator position is usually held by a former TAMAR station manager, and is responsible for the functioning of the bases within his or her specific region. At the present time, TAMAR is funded by the government (~40%) and Fundação Pró-TAMAR (~60%). The non-governmental monies comes from the manufacture and sale of TAMAR products (T-shirts, embroidery, etc.) as well as from Brazilian private and public organizations, and two international financial agencies: the European Economic Union and the Interamerican Bank for Development.

6. Community participation

Of the 400 people working in the 21 TAMAR stations, 85% are presently salaried by Fundação Pró-TAMAR, and most of the employees are fishermen and other local villagers. In most beaches where TAMAR is present, the program is the primary source of income, both directly and indirectly, to the local village. Most of the funds raised by Fundação Pró-TAMAR are invested in the communities where TAMAR develops its activities, helping to solidify the bond between TAMAR and the coastal communities. Regular meetings with fishermen provide a forum to discuss problems, air complaints, and highlight successes.

The primary community benefit has been the direct hire of ex-poachers to patrol the beaches. This has given these fishermen status within their communities, a greater knowledge of sea turtles (which they then share with others), and an enhanced conservation ethic. The decision to spend virtually all the project budget within the fishing communities was based on the simple reality that the sea turtles of Brazil were disappearing. When beginning a program with endangered species, there is not always the luxury of conceiving long-term goals and elaborate educational strategies. At that time, the only way to immediately halt the ongoing harvest of turtles and eggs was to hire key fishermen. They receive a salary for patrolling the nesting beach in their regular fishing areas. Each man comes from a different community, and this is a practical way to disseminate the sea turtle conservation message. The fishermen are seen as TAMAR representatives in the outlying villages. They are proud of and respected for the work that they do toward the preservation of the species.

7. Educational programs

TAMAR staff live at the majority of stations year-round, and their constant presence reflects their status as integral members of the village communities. This integration is the heart of the TAMAR project, and central to the success of its efforts to provide for the sustained conservation of sea turtles and a corresponding benefit to the lives of coastal residents. One of the most important aspects of the project is community outreach and education within the coastal villages, including school presentations of videos and slides, hatchling release ceremonies, and festivals. The goal is to increase local awareness of the importance of a healthy marine ecosystem, which includes turtles.

1999 1 2 3 4 5 6 7

Tourists are also targeted in the education campaigns. At least one station in each state is equipped with a visitor's center, where a small number of turtles (15–30) at various stages of maturity, are maintained in healthy condition for public education purposes. These facilities are open to the public free of charge, except for the center in Praia do Forte, which collects a token entrance fee. Visitors learn about Brazil's endangered sea turtles by observing live turtles in the tanks, inspecting the hatchery, watching videos, and interacting with station staff. At some visitor's centers, tourists have the opportunity to participate in a hatchling-release program with biologists as guides (Vieitas and Marcovaldi, 1997). In Praia do Forte, TAMAR has established a "Mini-Guide" program, whose aim is to provide environmental education and experience for the young people of the village (Vieitas et al., in press).

TAMAR also has an intern-training program, which involves ca. 50 university students or recent graduates each year. The interns receive room and board during their stay of six months (the majority of the nesting season) at an assigned base. In return for their daily work at TAMAR, the interns gain valuable experience in the management of endangered species, which allows them to integrate their academic background with the practical realities of conservation.

8. Accomplishments and future plans

We count among our most visible achievements the following: the declaration of two Federal Biological Reserves, which were created to protect sea turtles and are currently administered by TAMAR; the creation of a Marine National Park; a nationwide prohibition of the capture of sea turtles or their eggs; and total control of the beaches which fall within the boundaries of the stations of TAMAR. As a result of our work, the killing of females and collection of eggs has been drastically reduced, turtles that are accidentally captured in nets are being revived and returned to the sea alive, and there has been an increasing trend in the total number of turtle nests protected on all the mainland beaches patrolled by TAMAR (Fig. 2).

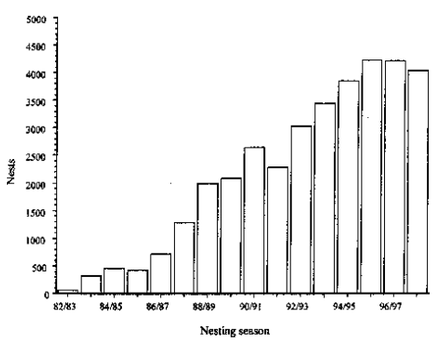


Fig. 2. Number of sea turtle nests protected by research stations of Projeto TAMAR, on the mainland coast of Brazil. In addition, the islands of Atol das Rocas and Trindade receive approximately 500 and 5000 occurrences per season, respectively.

We hope to increase our level of self-sustainability to a level that will guarantee that Projeto TAMAR continues on long into the future. We also hope to keep up the process of self-evaluation and assessment. Finally, we continue to strive for cooperation with other marine turtle conservation programs elsewhere in the world, as we believe that by exchanging experiences, different programs can generate new ideas that will help achieve better conservation programs for marine turtles.

Acknowledgements

The authors are deeply indebted to Drs. Karen and Scott Eckert for their patience and assistance with the writing of this manuscript. C. Vieitas, C. Tambiah, and M. Godfrey kindly helped to update the manuscript. We are also grateful to the local residents, technical staff, and interns who, since 1982, have made this exhausting but exhilarating program possible. TAMAR is affiliated with IBAMA; its official sponsor is Petrobras, and it receives the support of the Interamerican Development Bank, the European Economic Union, the Frankfurt Zoological Society, Fundação Filantrópica Safra.

References

Bapistotte, C., 1995. A clarification of the activities of Projeto TAMAR, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 1, 328–329.

Bellini, C., Marcovaldi, M.Â., Sanches, T.M., Grossman, A., Sales, G., 1996. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest *Chelonia* rookery in Brazil. Marine Turtle Newsletter 72, 1–2.

Bergstrom, M. 1983. Review of experiences with and present knowledge about fish aggregating devices. Bay of Bengal Program, BOBP/WP Number 23, 56pp.

Blanck, C.E., Sawyer, R.H., 1981. Hatchery practices in relation to early embryology of the loggerhead turtle, *Caretta caretta* (Linné). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 49, 163–177.

Chan, E.H., Salleh, H.U., Liew, H.C., 1985. Effects of handling on the hatchability of eggs of the leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*. Pertanika 8, 265–271.

D'Amato, A.F., Marczwski, M., 1993. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Cheloniidae) na região de Praia do Forte, município de São João, Bahia, Brasil, durante o período reprodutivo 1990–1991. Arquivos Biololgicos e Technologicos (Curitiba) 36, 513–519.

Frazer, N.B., Ehrhart, L.M., 1983. Relating straight-line to over-the-curve measurements. Marine Turtle Newsletter 24, 4–5.

Giffoni, B.B., Gelli, V.C., Gallo, B.M.G. 1998. Milicultura, uma alternativa de renda ao pescador artesanal. In: Resumos Expandi-

dos de Semana Nacional de Oceanografia. Universitária/UFPel, Pelotas; pp. 653–654.
Limpus, C.J., 1992. Estimation of tag loss in marine turtle research. Wildlife Research 19, 457–469.
Limpus, C.J., Baker, V., Miller, J.D., 1979. Movement induced mortality of loggerhead eggs. Herpetologica 35, 335–338.
Limpus, C.J., Baker, V., Miller, J.D., 1980. Potential problems in artificial incubation of turtle eggs. Herpetofauna 12, 23–24.
Lum, L.L., Lima, E.M., Santos, A., 1998. Green turtle tagged in Brazil recovered in Trinidad. Marine Turtle Newsletter 82, 9.
Marcovaldi, M.Â., 1993. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. Marine Turtle Newsletter 63, 13–14.
Marcovaldi, M.Â., Laurent, A., 1996. A six season study of marine turtles nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2, 55–59.
Moreira, L.M.P, Bapistotte, C., Scalfoni, J.T., Thomé, J.C., de Almeida, A.P.L.S., 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsletter 70, 2.
Parmenter, C.J., 1980. Incubation of the eggs of the green turtle, *Chelonia mydas*, in Torres Strait, Australia: the effect of movement on hatchability. Australian Wildlife Research 7, 487–491.
Pritchard, P.C.H., Bacon, P., Berry, F., Carr, A., Fletemeyer, J., Gallagher, R., Hopkins, S., Lankford, R., Márquez M. R., Ogren, L., Pringle, W., Reichart, H., Witham, R. 1983. Manual of sea turtle research and conservation techniques, 2nd ed., Center for Environmental Education, Washington, D.C.
Shoop, C.R., Ruckdeschel, C.A., Wolke, R.E. 1990. The myth of the drowned turtles. In: T.H. Richardson, J.I. Richardson, M. Donnelly, (Comp.), Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA, Miami, Tech. Mem. NMFS-SEFC-278, pp. 85–87.
Vieitas, C.F., Marcovaldi, M.Â., 1997. An ecotourism initiative to increase awareness and protection of marine turtles in Brazil: the Turtle By Night program. Chelonian Conservation and Biology 2, 607–610.
Vieitas, C.F., Lopez, G.G., Marcovaldi, M.Â. (in press). Local community involvement in conservation: the mini-guides program. Oryx.
Vogt, R.C., 1994. Temperature controlled sex determination as a tool for turtle conservation. Chelonian Conservation and Biology 1, 159–162.

Chelonian Conservation and Biology, 1999, 3(2):301–307
© 1999 by Chelonian Research Foundation

Nesting and Conservation Management of Hawksbill Turtles *(Eretmochelys imbricata)* in Northern Bahia, Brazil

MARIA ANGELA **MARCOVALDI**[1], CLAUDIA F. **VIEITAS**[2], AND MATTHEW H. **GODFREY**[1]

[1]*Fundação Pró–TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, 40210-970, Brazil*
[Fax: 55-71-876-1067; E-mail: protamar@e-net.com.br];
[2]*Rua Jacupiranga 57, Sao Paulo, Sao Paulo, 01440-050, Brazil*

ABSTRACT. - **In Brazil, the primary nesting area for hawksbill turtles *(Eretmochelys imbricata)* is the northern part of the coast of Bahia State. The Brazilian Sea Turtle Conservation Program (TAMAR-IBAMA) has five research and conservation stations in this area, protecting about 200 km of beaches. Data from 7 nesting seasons (1990-91 to 1996-97) are presented. During the hawksbill nesting season (October through March), beaches are patrolled daily and nests are either kept *in situ*** (16%), **transferred to protected beaches** (10%), **or transferred to open-air beach hatcheries in TAMAR-IBAMA stations** (74%). **Peak nesting occurs in January and February and average clutch size is 136.4 eggs. Mean emergence period in days varied across years for nests incubated *in situ*** (52.67-57.81), **transferred to protected beaches (52.40-55.06), and transferred to open-air beach hatcheries (51.29-56.79). Mean emergence success also varied among seasons for nests incubated *in situ* (51.67-78.06), transferred to protected beaches (43.81-52.22), and transferred to open-air beach hatcheries** (32.55-64.75). **Brazilian nesting hawksbill females are larger than those elsewhere (mean curved carapace length, 97.4 cm; mean curved carapace width, 89.6 cm) but the mean clutch size is typical of the species.**

KEY **WORDS. - Reptilia; Testudines; Cheloniidae; *Eretmochelys imbricata*; sea turtle; emergence success; nesting; conservation; Brazil**

Sea turtles were once considered an abundant resource throughout their range and, for many years, their meat and eggs served as an important resource for coastal peoples in many areas (National Research Council, 1990). Hawksbill turtles *(Eretmochelys imbricata)*, in particular, were sought in various regions throughout the world, mainly because of their beautiful carapaces. Hawksbill shell, also known as tortoiseshell, is used to make ornaments and jewelry. In Brazil, the common name for hawksbill is *tartaruga de pente*, which literally means "turtle of comb," referring to one of the shell's uses in this country. This species is considered threatened with extinction in Brazil (Pinto, 1996) and critically endangered internationally (Baillie and Groombridge, 1996).

Slaughter of nesting females, poaching of eggs, manufacture of shell ornaments, coastal development, and incidental fisheries capture has reduced the species almost to extinction along the Brazilian coast. Only in a few places do populations of hawksbills still remain. Occasional nesting is recorded by the Brazilian Sea Turtle Conservation Program (TAMAR-IBAMA) as far south as Espírito Santo State and as far north as Ceará State, but regular nesting occurs mainly in the northern part of the coast of Bahia State (Fig. 1). For example, in the 1995–96 nesting season, only 9 hawksbill nests were recorded in Sergipe to the north of Bahia, and 5 nests were seen in Espírito Santo, to the south. In the same season, more than 200 nests were encountered in the northern part of the coast of Bahia, with more than 90% of those nests being laid on beaches that are monitored by the TAMAR-IBAMA bases of Arembepe and Praia do Forte.

Besides hawksbills, loggerheads (*Caretta caretta),* olive ridleys (*Lepidochelys olivacea*), and green turtles *(Chelonia mydas*) also nest in northeastern Bahia, where the overall sea turtle nesting season extends from August to April (Marcovaldi and Laurent, 1996). This paper describes hawksbill nesting in northern Bahia, Brazil, where TAMAR-IBAMA has been working continuously since 1982, with special emphasis on data obtained from 1990 through 1997.

MATERIALS AND METHODS

Study Area. — TAMAR-IBAMA has five research and conservation stations in the northern coast of Bahia: Itapoan (analyzed here with Arembepe Station), Arembepe, Praia do Forte, Subaúma, and Sítio do Conde (Fig. 2), protecting about 200 km of beaches. The shoreline consists mainly of sandy beaches with rock bars and sandstone barrier reefs occurring intermittently in the sublittoral. The supralittoral is characterized by sand dunes with herbaceous and shrubby vegetation, with an extended coconut plantation running behind it. Small rivers sporadically cut through this area, dividing it into different beaches. A more detailed description of Praia do Forte beach is found in Marcovaldi and Laurent (1996).

Data Collection. — Field work takes place from 15 September to 15 March every year, when the beaches are monitored daily by fisherman and/or biologists and students (Marcovaldi and Laurent, 1996). Each station is divided into Intensive Study Areas (ISA) and Conservation Areas (CA), as shown in Fig. 2.

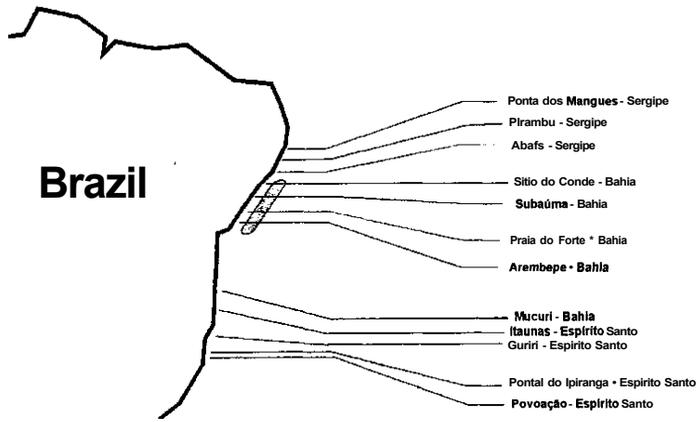


Figure 1. TAMAR-IBAMA stations on the Atlantic coast of Brazil. Shaded area represents the primary nesting beaches for hawksbills, found in the northern part of Bahia State.

Nests were left *in situ* in TSAs and marked by stakes. In areas with a high threat of predation by the crab-eating fox (*Cerdocyonthous*), a plastic mesh (l x l m, with openings of 7 cm) was placed over each clutch and buried 5 cm deep in the sand. Nests considered to be threatened by high tides were transferred to higher locations on the same beach.

Nests in CAs were subject to a variety of threats, such as inappropriate coastal development, erosion, or lack of access by research personnel. For these reasons, eggs were transferred either to protected beaches in the ISA, or to centrally located open-air beach hatcheries at each TAMAR-IBAMA station. CA beaches were patrolled daily by fishermen hired by TAMAR-IBAMA. Each fisherman was responsible for approximately 5 km of beach, from which he collected any nests laid the night before. Nests were transferred individually in Styrofoam boxes. The boxes were brought to a TAMAR-IBAMA biologist either directly or indirectly via another fisherman (with greatest effort being taken to ensure transference within 12 hours of oviposition), following which the clutches were relocated to an incubation site (open-air beach hatchery or protected beach). Hatchery and management practices are described in more detail elsewhere (Marcovaldi and Laurent, 1996).

The following parameters were recorded for every nest: date of laying, original location, total number of eggs (for *in situ* nests this was estimated by counting unhatched eggs plus empty egg shells after emergence), date of hatchling emergence (when the majority of hatchlings emerged on the sand surface), number of live hatchlings (either counted directly from nests incubated in hatcheries, or indirectly from empty egg shells from nests incubated on the beaches), number of dead hatchlings, and number of unhatched eggs (opened to evaluate the embryonic stage). Emergence success was calculated as the ratio of the number of live

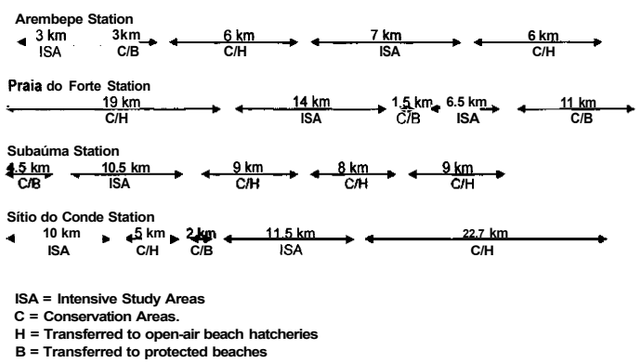


Figure 2. Study area of TAMAR-IBAMA stations with different management protocols on different sections of each beach.

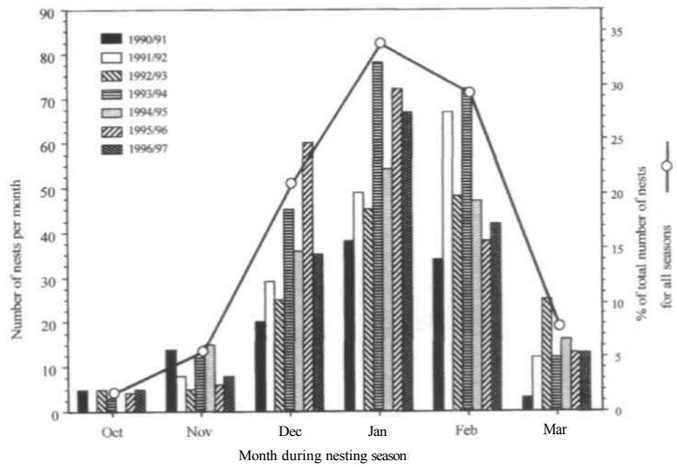


Figure 3. Numbers of hawksbill nests in Bahia, Brazil. Data come from Arembepe and Praia do Forte stations (which receive more than 90% of all hawksbill nests laid in Bahia). The line shows the relative percentage of nests laid in each month, based on all 7 nesting seasons (1990–91 to 1996–97) combined.

hatchlings (emerged or still in the nest when excavated) to the total number of eggs in the clutch. Emergence period was calculated as the number of days between night of oviposition and night of emergence.

During some nights, biologists and students patrolled the beaches with the highest concentration of nests, and marked nesting hawksbills with Monel tags (#681, National Band Co.) and measured curved carapace length (nuchal notch to posteriormost marginal tip) and maximum curved carapace width with a flexible measuring tape.

Table 1. Emergence success and emergence period for hawksbill clutches incubated in different sites (IS: *in situ*: HY: hatchery: TB: transferred to protected beaches) at different TAMAR-IBAMA stations, for the combined nesting seasons 1990–91 through 1996–97. Mean values are followed by ± SE and sample size. Statistical analyses (ANOVA or Kruskal-Wallace) were performed within years, among means for the different stations. * = statistically significant differences between groups.

	Emergence Success (%)			Emergence Period (days)		
	IS	HY	TB	IS	HY	TB
Praia Forte	56.98 ±1.80 220	45.89 ±1.70 215	48.66 ±3.28 59	54.79* ±0.22 206	53.89 ±0.32 199	53.79 0.49 58
Arembepe	55.92 ±2.26 150	44.68 ±1.24 518	45.01 ±9.75 10	53.77 ±0.47 146	53.71 ±0.23 476	53.10 ±0.96 10
Subaúma	62.01 ±6.78 18	44.19 ±4.08 46	40.94 ±4.28 31	51.59* ±0.79 17	54.43 ±0.39 44	51.80 ±0.54 30
Sítio Conde	62.90 ±16.5 6	37.74 ±3.73 42	52.39 ±6.91 16	53.20 ±0.22 5	54.12 ±0.71 41	53.88 ±0.78 16
Test statistic *P* value	F=0.77 *p*>0.05	F=0.34 *p*>0.05	F=0.95 *p*>0.05	F=3.95 *p*<0.01	KW=3.87 *p*>0.05	F=2.58 *p*>0.05

Data Analysis. — All data were stored in dBase-4 files and analyzed using Instat (2.03) and MS Excel (98) software. Comparisons were made using 2-tailed unpaired t-tests or one way analyses of variance (ANOVA), followed by Student-Newman-Keuls (SNK) post hoc tests. When the assumptions for parametric statistical tests were violated, nonparametric tests were used. Emergence success data were transformed using arcsine transformation prior to analysis (Zar, 1984).

RESULTS AND DISCUSSION

Seasonal Distribution of Nesting. — The nesting season for *E. imbricata* in northern Bahia extends from October to March, peaking between December and February (Fig. 3). Marcovaldi and Laurent (1996) reported that February was the peak nesting season for hawksbill turtles in Praia do Forte, based on nesting data from 1987 through 1993. The current study presents data from 1990 through 1997: the overall peak for these 7 nesting seasons occurred in January (Fig. 3). Further analysis of the data revealed that the weeks with the greatest number of nests occurred in late January or early February.

Day time nesting has been recorded on nine occasions at Praia do Forte Station in the last five seasons and at least four records from Arembepe. In three of these, the female nested in the presence of numerous observers. Hawksbills are typically nocturnal nesters, although daytime nesting may also occur (Groombridge, 1982: Witzell, 1983). In the Seychelles, diurnal nesting seems to be the typical behavior for this species (Diamond, 1976).

Emergence Period. — There was little difference in mean emergence period between the different beaches, with the exception that the emergence period of *in situ* nests was

Table 2. Average emergence period per nesting season for hawksbill clutches in Bahia, Brazil. Mean values are followed by ± SE and sample size. Clutches were grouped by incubation site: *in situ* (undisturbed on the nesting beach), hatchery (relocated to open-air beach hatcheries), and transferred (relocated to a protected beach area). Statistically significant differences between groups in a single year are indicated by similar symbols (*,†). Differences among mean emergence periods were significant across seasons (one-way ANOVA, $p < 0.0001$; K-W = Kruskal-Wallace).

Nesting season	*In situ*	Hatchery	Transferred	*p* value; test
1990-91	52.67 + 0.66 (18)	52.71 ± 0.26 (84)		$p > 0.05$; t-test
1991-92	57.84 ± 0.45 (32)	56.79 ±0.27 (152)		$p > 0.05$; t-test
1992-93	52.74 ±0.61 (19)	53.04 ±0.28 (141)		$p > 0.05$; t-test
1993-94	54.33 ± 0.37 (79)*	53.34 ±0.26 (143)*		$p < 0.05$; t-test
1994-95	53.32 ± 0.31 (79)*	51.29 ±0.39 (70)*	52.47 ± 0.52 (40)	$p < 0.001$; ANOVA
1995-96	53.53 ±0.30 (92)*	51.89 ±0.45 (75)*	52.40 ± 0.53 (40)	$p < 0.05$; K-W
1996-97	56.50 ± 0.45 (54)*t	55.92 + 0.67 (99)*	55.06 ± 0.51 (34)†	$p < 0.05$; K-W

Table 3. Average emergence success per nesting season. Mean values are followed by + SE and sample size. Clutches were grouped by incubation site: *in situ* (undisturbed on the nesting beach), hatchery (relocated to open-air beach hatcheries), and transferred to protected beaches (relocated to a protected beach area near the original nest site). Statistically significant differences between groups in a single year are symbolized by * or †. (K-W = Kruskal-Wallace; M-W = Mann-Whitney).

Nesting season	*In situ*	Hatchery	Transferred	*p* value; test
1990–91	53.04±5.22 (18)	50.72±2.76 (86)		$p > 0.05$; t-test
1991-92	78.06 ±3.41 (32)*	64.75 ± 1.71 (154)*		$p < 0.001$; t-test
1992-93	64.46 ± 5.41 (22)*	39.37 ± 1.88 (146)*		$p < 0.0001$; M-W
1993-94	52.69 ±3.07 (88)*	32.55 ±2.05 (166)*		$p < 0.0001$; M-W
1994–95	51.67± 3.14(82)*	33.90 ±2.79 (88)*	43.81 ±3.68 (41)	$p < 0.001$; K-W
1995-96	52.12±2.42 (92)*	39.51 ±2.76 (81)*	45.12 + 3.97 (40)	$p < 0.01$; ANOVA
1996–97	64.63 ± 3.51 (60)*†	50.41 ±2.56 (105)*	52.22 ± 4.55 (35)t	*$p < 0.01$; †$p < 0.05$; ANOVA

significantly shorter in Subaúma than in Praia do Forte (Table 1). There were significant differences among mean emergence periods across nesting seasons (Table 2). The clutches of the 1991-92 and 1996-97 seasons had the longest incubation periods. Within individual nesting seasons, there were differences in mean emergence period among the nests grouped according to incubation technique. In all seasons in which significant differences were seen, nests in hatcheries showed slightly shorter emergence periods. Because of the general inverse relationship between incubation temperature and emergence period of marine turtle nests (Mrosovsky and Yntema, 1980), shorter emergence periods in the hatcheries suggest that these had slightly warmer sand temperatures than the nesting beaches. On the other hand, a previous study found no difference in sand temperatures between hatcheries and nesting beaches during the 1994–95 nesting season at Praia do Forte (Naro et al., 1996). It is unclear whether or not slight differences in emergence period reflect a difference in mean sex ratio of clutches incubated in the hatcheries and on the nesting beaches. Given that most of the emergence periods are quite short (< 55 days), it is likely that both hatcheries and nesting beaches are producing a majority of female hatchlings and that management practices used here are not influencing sex ratios, regardless of small differences in means (Marcovaldi et al., 1997).

Emergence Success. — The average emergence success of hawksbill nests in Bahia is generally < 70% (Tables 1 and 3), which is lower compared to loggerhead nests found on the same beach (D'Amato and Marczwski, 1993). This value is also relatively low compared to other hawksbill nesting populations, such as the following: Tortuguero, Costa Rica, 91.6% (Bjorndal et al., 1985); US Virgin Islands, 83.7% (Hillis, 1990); Seychelles, 86% (Diamond, 1976), Milman Island, Australia, 79.9% (Loop et al., 1995).

Within the Bahia population, there were no significant differences in emergence success among the different TAMAR-IBAMA stations, for nests subject to all three incubation strategies *(in situ,* transferred to hatcheries, and transferred to protected beaches) (Table 1). There was significant variation over the nesting seasons in mean emergence success of *in situ* nests ($F = 6.967$, $p < 0.0001$) and nests transferred to the hatcheries ($F = 30.967$, $p < 0.0001$), but not for clutches transferred to protected beaches ($F = 1.410$, $p > 0.05$) (Table 3). The clutches in the 1991-92 nesting season had the highest success rate, both *in situ* and in the hatchery. Within individual nesting seasons, clutches in the hatcheries produced fewer hatchlings on average than nests incubated on the beach. These differences were statistically significant for all seasons except 1990–91. Marcovaldi and Laurent (1996) found a similar result analyzing hawksbill nests incubated at Praia do Forte between 1987 and 1993. In 1994–95, TAMAR-IBAMA began to move some threatened nests to protected beaches rather than to the centrally

Table 4. Results of statistical comparison between emergence rates per month of clutches incubated in hatcheries and those incubated *in situ.*

	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar
1990–91	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
1991-92	n.s.	n.s.	$p < 0.001$	n.s.	n.s.
1992-93	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	$p < 0.01$
1993-94	n.s.	$p < 0.001$	$p < 0.0001$	$p < 0.05$	n.s.
1994-95	n.s.	n.s.	$p < 0.01$	$p < 0.05$	n.s.
1995-96	n.s.	n.s.	$p < 0.05$	n.s	n.s.
1996-97	n.s.	$p < 0.05$	n.s.	$p < 0.05$	n.s.

Table 5. Morphometric and reproductive data tor hawksbill turtles nesting in Bahia, Brazil, with data from other populations for comparison. CCL = curved carapace length.

Nesting area	CCL (*n*)	Eggs/clutch (*n*)	Source
Brazil	97.4 (34 *r*	136.4 (1335)	This study
Guyana	87.7 (23)[a]	158.1 (7)	\\ itzell, 1983
Colombia	90.7(4)	—	\\ itzell, 1983
Nicaragua	80.1 (32)[a]	—	Witzell, 1983
Costa Rica	88.8 (180)[b]	158.0(93)	Bjorndal et al., 1985
US Virgin Is.	87.6 (16)	148.8 (45)	Hillis, 1990
Mexico	93.3 (15)	149.0(60)	Rodríguez et al., 1993
Oman	76.8 (48)[a]	97.2(9)	Witzell, 1983
Seychelles	89.5 (9)	182.0(9)	Diamond 1976
Australia	81.7(360)	124.1 (310)	Loop et al., 1995
Solomon Is.	84.3 (85)	137.5 (175)	\\ itzell, 1983

[a] Eight turtles were measured tor CCL and CCW on two or more occasions betueen 1990 and 1997. For each turtle with multiple measurements, data were averaged prior to calculating an overall population mean presented in the table.
[b] Straight-line carapace length (SCL) values were converted to CCL by using the following formula: CCL = 1.0534 \ $SCL^{0.9986}$ (van Dam and Diez, 1998).

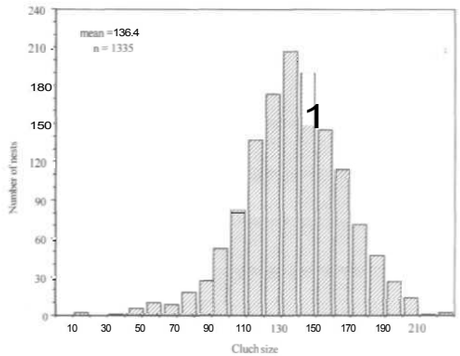


Figure 4. Histogram of clutch si/e for hawksbill nests laid in northern Bahia. Clutch si/e was determined either by nest excavation after emergence (for *in situ* nests) or by counting eggs during relocation to hatcheries.

located open-air beach hatcheries, in order to leave the nests in a more natural condition, and this resulted in higher emergence rates compared to clutches moved to the hatchery (Table 3). Nests transferred to protected beaches are not relocated sooner than nests transferred to hatcheries, but in some situations the) spend less time in transit, which may explain some of the differences between the mean hatching success of the groups. Unfortunately, the practice of relocation to protected beaches is not always possible, as some beaches are too developed, too heavily used to provide safe areas for incubation, too isolated, or are still threatened by poaching.

When seasons are analyzed b\ month, differences in mean emergence success u ere found among incubation sites within months (Table 4). Statistically significant differences were found only between nests incubated in hatcheries and nests incubated *in situ*. In general, differences in mean emergence success between these two groups were significant during the months of Januar) and February, with fewer hatchlings produced by nests in the hatcheries.

One possible explanation for this difference is that higher incubation temperatures max result in lower survival rates for hawksbill eggs. Interestingly, clutches in 1991-92 had the highest mean emergence success and longest emergence periods (Table 2). Sand temperatures in Bahia vary across the nesting season, and nests laid in December, January, and Februar) experience warmer sand temperatures than those laid earlier or later in the season, as indicated by changes in incubation periods of the nests (Marcovaldi et al., 1997). However, a study of thermal characteristics of the beach and the hatcher) at Praia do Forte found no major differences between the sites in 1994–95 <Naro et al., 1996). It is not known whether there have been thermal differences between the sites in other seasons or for other beaches.

A second possible reason for differences in success rates may be that bacteria levels in hatcher) sand increase during a nesting season, due to the high density ot clutches, which in turn lowers the success of eggs moved there later in the season. However, this cannot explain why mean success rates in March uere not significantly different betueen the two groups. In any case, the lower emergence rates for the hatcheries should not be taken as an argument against their use. In man) places in Bahia and elsewhere in Brazil, beaches are unsuitable for incubating nests *in situ*. Relocation to hatcheries ensures that at least some hatchlings arc produced from those nests that otherwise would have produced none (Baptistotte, 1995).

A third possibility is that higher temperatures in Januar) and Februar) may have resulted in a shorter developmental time needed by freshly laid eggs to reach the stage when the yolk migrates and adheres to the vitelline membrane (Blanck and Sawyer, 1981). This would mean that eggs u hich u ere transferred in uarmer months might be more susceptible to damage from relocation than eggs moved in cooler months. e\en though nearly all clutches were moved within 12 hours of deposition.

Adult Female Size. — Average curved carapace length (CCL) for nesting females u as 97.4 cm (range, 86–110) and average curved carapace u idth u as 89.6 cm (range, 79–104) (Table 5). On average, Brazilian hawksbills are larger than other nesting populations of hawksbills in the Atlantic and elsewhere (Table 5).

Clutch Size. — Mean clutch si/e u as 136.4 eggs, with a range of 16–224 (Fig. 4). Brazilian clutches uere larger than those at Milman Island, Australia (Loop et al., 1995), but smaller than at Tortuguero, Costa Rica (Bjorndal et al., 1985) (Table 5). General reviews of clutch sizes of hawksbill nesting populations show that the mean for the Brazilian population is roughly average (Wit/ell, 1983: Márquez, 1990).

Although the ANOVA anal) sis revealed significant differences ($p < 0.05$) in mean clutch si/e among years (Table 6), SNK post hoc tests showed no differences be-

Table 6. A\erage clutch size per nesting season for hawkshills nesting in Bahia. Brazil.

	1990/91	1991/92	1992/93	1993/94	1994/95	1995/96	1996/97
mean	138.88	139.91[ab]	137.92	137.22	132.09[ac]	132.19[bd]	138.64[cd]
±SE	2.72	2.05	2.19	1.87	2.17	1.81	2.18
range	50–202	59–224	48–222	17-212	16–204	56–202	44–206
n	104	186	168	253	211	213	200

Note: A one-w ay ANOVA re\ ealed significant differences among mean clutch sizes from the different seasons ($F = 2.391$, $p < 0.05$), although post-hoc SNK tests revealed no differences between means. Individual t-tests between individual means revealed significant differences between the years w ith the lowest and highest means, as indicated bv similar superscript letters (a, b = $p < 0.01$; c, d = $p < 0.05$).

tween years. Subsequent t-tests between years showed differences between the extremes (2 smallest and 2 largest means). Similar results have been found in clutches of loggerheads (Frazer and Richardson. 1985). green turtles (Bjorndal and Carr, 1989), and leatherbacks (Tucker and Frazer. 1994). As in other marine and freshwater turtles, hawksbill clutches remain relatively constant from year to year. This is probably the result of several different factors, including ecological, environmental. and evolutionary pressures (Frazer and Richardson. 1985).

When individual clutch size is analyzed against Julian date for all seven seasons, the positive slope of the linear regression line ($y = 0.11x + 124.4$, $r = 0.01$) is significantly different from zero ($p < 0.0001$), which indicates an increase in clutch size across the nesting season. Clutch size w as also grouped by 14-day periods and means were calculated for each period. Mean clutch size increased significantly as the nesting season progressed (Fig. 5). The 14-day period for sorting the clutch values ensures that not more than one clutch from an individual female in one season is included in calculation for mean clutch size. Although we do not know the mean internesting interval for this population of hawksbills, individuals at other nesting sites tend to nest every 14 day s (Márquez, 1990). Tucker and Frazer (1994) suggested that most reports of increasing or decreasing clutch size of marine turtles across nesting seasons may be spurious, because sample sizes were small or the studies were not long-term. This is not the case for our study, where clutch size data come from seven consecutive seasons, and total sample size is 1335. This seasonal increase strongly contrasts w ith seasonal decreases in clutch size reported in long-term studies of loggerheads (Frazer and Richardson. 1985) and leatherbacks (Tucker and Frazer. 1994).

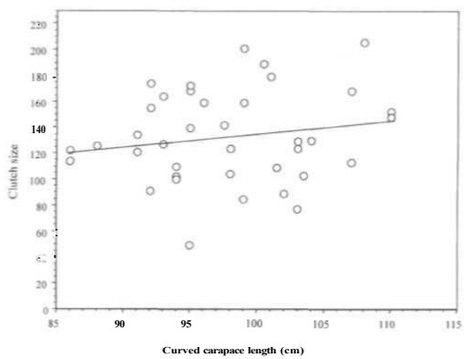


Figure 6. Linear relationship between curved carapace length and clutch size for individual hawksbill turtles ($n = 38$) nesting in Bahia. Brazil. between 1990–91 and 1996–97. The slope of the regression line ($y = 0.931x + 42.12$, $r = 0.027$) is not significantly different from zero ($F = 1.01$, $p > 0.05$).

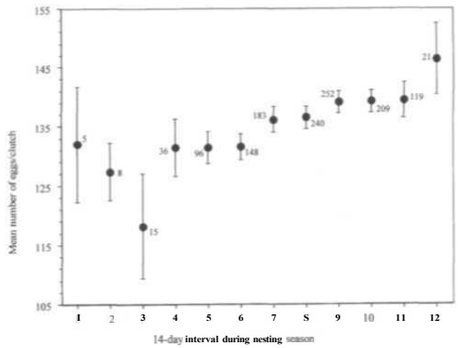


Figure 5. Increase in mean clutch size forhawksbill turtles grouped bv 14-day periods, for 7 nesting seasons < 1990–91 to 1996–97). Means across season are significantly different ($p < 0.05$. one-way ANOVA). Regression analysis re\ealed that the slope of the linear regression line ($y = 1.65x + 123.3$. $r = 0.69$) is significantly different from zero ($p < 0.001$). Numbers next to points indicate number of clutches contributing to each group mean.

A strong correlation between carapace length and clutch size among hawksbill populations was reported by Hirth (1980). However, as shown in Fig. 6. a weak relationship between carapace length and clutch size was found within the Brazilian population. A similar weak relationship was also found within other nesting population of hawksbills at Tortuguero. Costa Rica (Bjorndal et al., 1985). Campbell Island. Australia (Limpus et al., 1983), Milman Island. Australia (Loop et al., 1995), and in the Seychelles (Garnett. 1978). Body size may limit reproductive output, but fluctuating environmental factors may also influence the total number of eggs in each clutch (Gibbons et al., 1982).

Hybrids. — Natural hybridization between *E. imbricata* and *Caretta caretta* has been reported for juvenile individuals from Bahia (Conceição et al., 1990). More recently, out of a sample of 18 hawksbills. 12 adults and hatchlings had genetic markers reported to be specific to loggerhead turtles (Bass et al., 1996, A. Bass, *pers. comm.*). It is not known how widespread this hybridization is in the Bahia hawksbill population, nor whether it is a recent phenomenon or due to older crossings between the two species several generations earlier. Preliminary studies suggest that some of the hybrids were at least second generation (Bass et al., 1996). It is

unclear whether hybridization may be correlated with some of the atypical features of this population of hawksbills (e.g., larger CCL, lower emergence success). Further study is needed to clarify these questions.

Conclusions. — In Brazil, most hawksbill nests are concentrated in the northern coast of Bahia. Data from 7 consecutive seasons suggests that the number of nests laid annually in Bahia are not currently decreasing (Table 6), although we do not know how these numbers compare to historical levels. The hatching success of Brazilian hawksbill nests is relatively low, compared to other nesting populations of hawksbills. Projeto TAMAR-IBAMA continues to monitor and protect nesting females and their developing eggs, and is currently investigating potential biotic and abiotic causes for, and the means to mitigate, the low emergence success of Brazilian hawksbill nests.

ACKNOWLEDGMENTS

PETROBRAS is the official sponsor of TAMAR-IBAMA, which is also co-managed by Fundacão Pró-TAMAR. We thank TAMAR-IBAMA staff and interns for gathering data over the years. Special thanks to Alexsandro Santos for assistance with compiling data stored in the database.

LITERATURE CITED

BAILLIE, J., AND GROOMBRIDGE, B. 1996. IUCN Red List of Threatened Animals. Gland: IUCN, 368 pp.

BAPTISTOTTE, C. 1995. A clarification of the activities of Projeto TAMAR, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 1:328-329.

BASS, A.L., GOOD, D.A., BJORNDAL, K.A., RICHARDSON, J.I., HILLIS, Z.M., HORROCKS, J.A., AND BOWEN, B.W. 1996. Testing models of female reproductive migratory behavior and population structure in the Caribbean hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, with mtDNA sequences. Mol. Ecol. 5:321-328.

BJORNDAL, K.A., AND CARR, A. 1989. Variation in clutch size and egg size in the green turtle nesting population at Tortuguero, Costa Rica. Herpetologica 45:181-189.

BJORNDAL, K.A.; CARR, A.; MEYLAN, A.B., AND MORTIMER, J.A. 1985. Reproductive biology of the hawksbill *Eretmochelys imbricata* at Tortuguero, Costa Rica, with notes on the ecology of the species in the Caribbean. Biol. Conserv. 34:353-368.

BLANCK, C.E., AND SAWYER, R.H. 1981. Hatchery pratctices in relation to early embryology of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta* (Linné). J. Exper. Mar. Biol. Ecol. 49: 163-177.

CONCEIÇÃO, M.B., LEVY, J.A., MARINS, L.F., AND MARCOVALDI, M.A. 1990. Electrophoretic characterization of a hybrid between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* (Cheloniidae). Comp. Biochem. Physiol. B 97:275-278.

D'AMATO, A.F., AND MARCZWSKI, M. 1993. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Cheloniidae) na região de Praia do Forte, município de Mata de Sao João, Bahia, Brasil, durante o período reprodutivo 1990–1991. Arq. Biol. Technol. (Curitiba) 36:513-519.

DIAMOND, A.W. 1976. Breeding biology and conservation of hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata* L., on Cousin Island, Seychelles. Biol. Conserv. 9:199-215.

FRAZER, N.B., AND RICHARDSON, J.I. 1985. Seasonal variation in clutch size for loggerhead sea turtles, *Caretta caretta,* nesting on Little Cumberland Island, Georgia, USA. Copeia 1985:1083-1085.

GIBBONS, J.W.; GREENE, J.L., AND PATTERSON, K.K. 1982. Variation in reproductive characteristics of aquatic turtles. Copeia 1982:776-784.

GROOMBRIDGE, B. 1982. The IUCN Amphibia-Reptilia Red Data Book, Part 1. Testudines, Crocodylia, Rhynchocephalia. Gland: IUCN, 426 pp.

HILLIS, Z.M. 1990. Buck Island Reef National Monument Sea Turtle Research Program: 1989 - the year of hawksbills and hurricanes. In: Richardson, T.H., Richardson, J.I., and Donnelly, M. (Comp.) Proceedings of the Tenth Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFC-278, pp. 15-20.

HIRTH, H.F. 1980. Some aspects of the nesting behavior and reproductive biology of sea turtles. Amer. Zool. 20:507-523.

LIMPUS, C.J.; MILLER, J.D.; BAKER, V., AND MCLACHLAN, E. 1983. The hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (L.), in north-eastern Australia: the Campbell Island rookery. Austral. Wildl. Res. 10:185-197.

LOOP, K.A.; MILLER, J.D.; AND LIMPUS, C.J. 1995. Nesting by the hawksbill turtle *(Eretmochelys imbricata)* on Milman Island, Great Barrier Reef, Australia. Wildl. Res. 22:241-252.

MARCOVALDI, M.A., AND LAURENT, A. 1996. A six year study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2:55-59.

MARCOVALDI, M.A., GODFREY, M.H., AND MROSOVSKY, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtle in Brazil from pivotal incubation duration. Can. J. Zool. 75:755-770.

MÁRQUEZ, M.R. 1990. FAO species catalogue. Vol. 11. Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtle species known to date. FAO Fisheries Synopsis, No. 125, 81 pp.

MROSOVSKY, N., AND YNTEMA, C.L. 1980. Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: implications for conservation practices. Biol. Conserv. 18:271-280.

NARO, E.F.S., MROSOVSKY, N., AND MARCOVALDI, M.A. 1996. Thermal profiles of marine turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. Bull. Ecol. Soc. Amer. 77:320.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. 1990. Decline of the Sea Turtles: Causes and Prevention. Washington: National Academy Press, 259 pp.

PINTO, W.D. 1996. Legislação federal de meio ambiente. Brasilia: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2081 pp.

RODRIGUEZ R., E., DURÁN N., J.J., AND RODRIGUEZ R., R. 1993. Protección e investigación de la tortuga carey *(Eretmochelys imbricata)* durante la temporada de anidación 1990, en el Rufugio Faunístico de Ría Celestún, Yucatan. In: Frazier, J. (Ed.) Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservation de Tortugas Marinas en la Peninsula de Yucatan. Universidad Autónoma de Yucatan, pp. 99-111.

TUCKER, A.D., AND FRAZER, N.B. 1994. Seasonal variation in clutch size of the turtle, *Dermochelys coriacea*. J. Herpetol. 28:102-109.

VAN DAM, R.P., AND DIEZ, C.E. 1998. Caribbean hawksbill turtle morphometrics. Bull. Mar. Sci. 62:145-155.

WITZELL, W.N. 1983. Synopsis on the biological data of the hawksbill turtle *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries Synopsis 137:1-78.

ZAR, J.H. 1984. Biostatistical Analysis. London: Prentice Hall, 718 pp.

Received: 13 July 1998
Reviewed: 16 November 1998
Revised and Accepted: 20 December 1998

Validation of incubation duration as an index of the sex ratio of hatchling sea turtles

N. Mrosovsky, Cecília Baptistotte, and Matthew H. Godfrey
Can. J. Zool./Rev. Can. Zool. 77(5): 831-835 (1999)

Abstract: One method of estimating the sex ratio of hatchling sea turtles is to use the incubation duration. Long and short durations imply low and high temperatures, respectively. In turtle species whose sex is determined by temperature, males are produced at low temperatures and females at high temperatures. This study assesses the validity of using incubation duration to estimate the sex ratio. Samples of hatchling loggerhead turtles (*Caretta caretta*) were collected from nests with known incubation durations, and sex was ascertained by means of histology. The sex ratio of groups of nests determined by histology was compared with that predicted from previous relationships between incubation duration and sex ratio. For conditions causing relatively long or relatively short incubation durations, the sex ratio could be predicted with considerable accuracy. For conditions causing durations nearer to the pivotal duration (that which gives 50% of each sex), predictions could be off by 10%, depending on the distribution of incubation durations, but it was still possible to determine whether ratios were highly skewed or approximately balanced. Estimating sex ratios of hatchling sea turtles from incubation durations is simple, cheap, and can be used retrospectively.

Chelonian Conservation and Biology, 1999, 3(3):407–413
© 1999 by Chelonian Research Foundation

Thermal Profiles of Sea Turtle Hatcheries and Nesting Areas at Praia do Forte, Brazil

EUGENIA NARO-MACIEL[1], N. MROSOVSKY[2], AND MARIA ÂNGELA MARCOVALDI[3]

[1]*Center for Environmental Research and Conservation (CERC), Columbia University, MC 5557, 1200 Amsterdam Avenue, New York, New York 10027 USA [Fax: 212-675-2329; E-mail: en58@columbia.edu];*
[2]*Department of Zoology, University of Toronto, Toronto, Ontario, M5S 3G5 Canada;*
[3]*Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, CEP 40.210-970 Brazil*

ABSTRACT. – **Sand temperatures at sea turtle nest depth were taken in both open-air beach hatcheries and natural nesting areas at Praia do Forte, Bahia, Brazil. The mean sand temperatures at 30 and 60 cm depths in the hatcheries were not significantly different from those in natural areas with similar characteristics. The slightly higher differences between maximum and minimum daily temperatures in one of the hatcheries that was irrigated were unlikely to have had major effects on sex ratio. The present study indicates nest relocation into open-air beach hatcheries at Praia do Forte had very minor effects on sex ratios of hatchling loggerhead turtles, *Caretta caretta*.**

KEY WORDS. - **Reptilia; Testudines; Cheloniidae; *Caretta caretta*; sea turtle; hatcheries; temperature; sex ratio; nest relocation; conservation; Brazil**

The transfer or relocation of eggs from unsafe nesting areas to protected hatcheries is a common practice in the management of a number of Chelonian and crocodilian species. In the case of marine turtles in Brazil, nests at risk are relocated in many areas primarily due to erosion, tides, and non-human predators.

Although it is recognized that nest transferal may affect embryonic development (Blanck and Sawyer, 1981), the use of hatcheries can be viewed as acceptable, even if only as an interim measure, when the chances of survival are otherwise very low. The possible repercussions, however, underscore the need to evaluate the consequences of relocation.

The aim of this study was to determine if incubating sea turtle eggs in hatcheries in Brazil was likely to affect the sex ratio of the emerging hatchling population. Incubation temperatures have been found to influence sex determination in many reptiles (Raynaud and Pieau, 1985). Thus, comparing temperature profiles between hatchery and natural nesting areas should indicate whether sex ratios are similar. Despite their potential importance for population structure and reproduction, comparisons such as these are rarely carried out, possibly due to methodological or logistic constraints. We hope that the description of the methods and findings given here may prove helpful to those interested in evaluating influences of relocation on sex ratios.

Loggerhead sea turtles *(Caretta caretta)* commonly nest along the coast of mainland Brazil. The beach at Praia do Forte, Bahia, is one of the main nesting areas (Marcovaldi and Marcovaldi, 1989). Loggerheads are also the most abundant species at this site (D'Amato and Marczwski, 1993; Marcovaldi and Laurent, 1996). Nests are relocated from stretches of this beach to two protected open-air beach hatcheries designed to simulate natural conditions (D'Amato and Marczwski, 1993). This work is under the direction of Projeto TAMAR/IBAMA (the Brazilian Sea Turtle Conservation Program), which has been protecting sea turtles on a national scale for 15 years. As part of TAMAR's continued efforts to evaluate and improve hatchery and conservation practices, we monitored sand temperatures at sea turtle nest depth both in the hatcheries and in areas of natural nesting of loggerhead turtles at Praia do Forte.

MATERIALS AND METHODS

Study Area and Location of Thermometers.— The main nesting season for loggerhead turtles at Praia do Forte is from September to March, with peak nesting in November and December (Marcovaldi and Laurent, 1996). We monitored sand temperatures at 30 and 60 cm depth from 7 October 1994 to 16 March 1995 in areas of Praia do Forte beach where loggerheads commonly nest, in additional sites close to the high tide line where only occasional nesting occurs, and in open-air beach hatcheries to which eggs had been relocated for protection. Temperatures were not obtained from the nests themselves. Beach vegetation in this area is dominated by coconut palms *(Cocos nucifera)*.

Temperature Monitoring Sites. — Two beach sites where nesting was especially common were selected for temperature monitoring. One of these was ca. 2.5 km south of the hatcheries and the other ca. 2.5 km north. At both sites one transect was established in an open area where palm trees were few, and another transect in the more common condition where palms provided some shade in the afternoon. Along each transect, temperatures were monitored at two sites, one fairly high on the beach, and the other on the mid- to lower beach, but still well above the high tide line. Thus there were a total of 8 beach sites, 4 to the north and 4 to the south of the hatcheries, with 4 in open areas and 4 in areas with coconut palms on the landward side. Along three of the four transects an additional third site was monitored from 1 Nov on the lower beach near the high tide line where loggerhead turtles occasionally nest.

Open-Air Beach Hatcheries.— Sand temperatures were also monitored in two open-air hatcheries located on the

beach well above the high-tide line in a fenced-off area, about halfway between the two monitored natural nesting areas. One of the hatcheries (measuring 6.65 x 15.45 m) contained relatively coarse-grained yellow sand, similar to the sand on the north beach; the other (measuring 5.30 x 11.80m) contained sand obtained from nearby inland dunes that was somewhat finer-grained and whiter than that on the south beach. Both hatcheries contained sand to about 1.25 m depths. These hatcheries were referred to as the yellow and the white hatcheries. In each one, two monitoring sites were chosen to include the area where most nests were located.

As part of TAMAR's continuing efforts to optimize hatchery procedures, water was sprinkled over the yellow hatchery almost daily for 1-3 hours from 16 November to 4 March. This measure, referred to as irrigation, was intended to keep incubation duration and humidity levels similar to those in natural areas. Fresh water was pumped into spigots attached to three movable wooden stakes. Early morning or afternoon irrigation was used to increase sand humidity, while irrigation during the hottest hours of the day, usually around noon, aimed at cooling the surface sand and had little effect on sand humidity levels due to rapid evaporation.

Sand Temperatures, Calibration, and Equilibration. — As well as recording from both 30 and 60 cm depth, both thermocouples (copper/constantan) and thermistors were used at each site and depth, unless otherwise noted. Both thermistors and thermocouples were calibrated against mercury thermometers that had themselves been calibrated against a Sybron-Taylor mercury thermometer: The latter had certified calibration against platinum resistance thermometers that had been calibrated by the US National Bureau of Standards. Even in the unlikely event that the certified Sybron-Taylor thermometer had been miscalibrated, the relationships between temperatures recorded in different parts of the beach would not be altered, as all our thermometers used this single thermometer as a reference. The readings from the thermistors and thermocouple recorders were displayed to the nearest 0.1°C, and the mercury thermometers had scales with 0.1°C intervals. If a 0.1°C error had occurred at calibration of the mercury thermometers, and at calibration of the thermistors/thermocouples, and when reading these in the field, an error of ± 0.3°C would be possible.

Calibration of the thermocouple recorder was checked periodically at least monthly, and calibration of the thermistor recorders was checked at the beginning and end of the season. Whenever a temperature probe was buried or replaced, before any readings were taken, at least 12 hrs were allowed for equilibration.

Mean Sand Temperatures. — Two different ways of determining mean temperatures over 24-hr periods were used. The first method depended on the use of thermistor devices that recorded the maximum and minimum temperatures since the last reading. The memory was cleared on one day and then, at the same time the next day, the maximum and minimum temperatures were recorded. A mean of the maximum and minimum over 24 hrs gives a value close to the mean of temperatures taken repeatedly over 24 hrs. Validation of this procedure and a description of the recorders is given in Godfrey and Mrosovsky (1994). Maximum-minimum recorders were not deployed at the lowest 3 sites at the margin of the high tide zone lest they be swept away.

The second method of determining 24-hr mean temperatures made use of thermocouples read to the nearest 0.1°C with a digital thermometer (Physitemp Instrument Inc., Clifton, NJ) once per day; the time chosen varied according to logistic constraints and was usually before 0730 hrs or after 1700 hrs. Because there are daily changes in temperature even at the depth of turtle nests, it was necessary to adjust each reading taken at a given time of day to obtain an estimate of mean temperature over a 24-hour period. These adjustments were based on readings taken on other occasions every 3 hours round-the-clock. These round-the-clock measurements were made approximately once a month at each monitoring site and depth. To obtain a mean 24-hr temperature from a reading taken at a particular time of day, first the round-the-clock data on the closest available date were selected (usually this was within 2 weeks of a single reading; it was always within 3 weeks). Once the closest round-the-clock recordings had been obtained, the values from those recordings were plotted. From this plot it was then possible to determine the difference between the temperature at a particular time of day and the mean of the closest round-the-clock readings. This difference was then used to adjust single values taken at that same time of day to the closest mean value. Since the amplitude of the daily temperature cycle at 30 cm depth was generally about 2°C, adjustment factors needed to transform single readings to mean temperature levels seldom exceeded 1°C. At 60 cm depth, the amplitude of temperature cycles was about 0.5°C; therefore adjustment factors seldom exceeded 0.25°C for this depth.

Rainfall. — A rain gauge was placed in one of the open-air hatcheries and was usually checked each day. There were a few occasions when the rain gauge was not checked for up to 3 consecutive days. Evaporation of small amounts of rainfall in such periods could mean that rainfall was underestimated. However, errors are probably slight as particular attention was paid to checking the gauge daily when rains occurred.

Nest Depths. — The distance from the beach surface to the top of the egg mass was measured in 26 loggerhead nests at laying or soon after. The depth to the bottom of the egg chamber was measured in 49 nests that were excavated after emergence had occurred. The mean values for the top and bottom of the eggs were 36 and 54 cm respectively. These are not very precise values as measurements were made by different members of TAMAR's staff, using slightly different methods. Further, beach surfaces are not perfectly flat, and wind and tide action during the incubation period probably caused depth measurements taken when nests were

laid to differ from the same measurements taken after hatchling emergence. However, they do indicate that most clutches of loggerhead turtles at this site lie at depths encompassed by the 30 and 60 cm used in the temperature monitoring.

Shade Monitoring. — To assess whether and when coconut palms shaded the monitored sites, transects on the beach were visited repeatedly once each month, and it was noted if sites were uniformly shaded, partially shaded, or unshaded.

Sand Grain Size. — Samples of sand from the surface and from 40 cm below the surface were collected from the two beach areas and the two open-air hatcheries. Amounts of about 100g were washed in distilled water, dried, and passed through a series of 5 sieves with meshes of 1.0, 0.5, 0.25, 0.125, and 0.062 mm. The amount passing through each sieve was weighed, and each sand type classified according to grain size. This characteristic was measured to investigate relationships between grain size and thermal properties of the sand.

Data Analysis. — Because of logistic constraints, it was not always possible to monitor all temperature sites on a given day. Therefore, temperatures of different sites were not compared on a day-to-day basis but for half-month time intervals. The main aim was to obtain estimates of the average temperature for each of the 11 half-month time intervals of the season for each of the four main areas monitored (i.e., white and yellow hatcheries, north and south beaches). To obtain these estimates of average temperature for each time interval, the following steps were taken:

1. The means for each of the 11 half-month intervals were initially calculated separately for the thermistor and corrected thermocouple readings for each site and depth. For more than 82% of the 132 intervals (11 half-months x 12 sites), there were 5 or more readings available from each depth and from thermocouples and thermistors. For more than 70% there were 6 or more readings. For the thermistors, 11% of the intervals had fewer than 3 readings. However, in these cases there were 3 or more values from thermocouples. Most (9 out of 15) of the cases with few readings came from the first interval because monitoring was only started on 7 October, halfway through the interval.

2. The half-month interval values for thermocouple and thermistor readings were averaged. Both methods for estimating mean temperatures over 24 hrs depended on certain assumptions about daily temperature changes (see above), but since it was not possible to determine which method was superior, averages were taken. This had relatively little impact on absolute temperature values because differences between the two methods averaged 0.3°C, with the thermocouples usually giving higher values. Even if there were some minor inaccuracies in specifying actual temperatures, these should have had negligible effects on estimates of *differences* in temperature between hatchery and beach areas, which was the main focus of this study.

3. From the half-month interval values for each site we obtained a mean value for the four areas (white and yellow hatchery, north and south beach) by grouping the values from the available sites in each of these areas. However, data from 30 and 60 cm depths were kept separate, and analyses were done separately for each depth.

4. Differences between the four areas were assessed with repeated measures analysis of variance, using INSTAT2 GraphPad software. Bonferroni corrections were used in assessing the significance levels for subsequent t-tests.

RESULTS

Hatchery-Beach Comparisons. — A prominent feature of the data was a seasonal increase in temperature from October to February. This was approximately 3.5°C and occurred at all sites (Fig. 1).

There were statistically significant differences between the temperature means of various areas ($F = 20.4$, 30 cm; $F = 31.7$, 60 cm; $p < .0001$ in both cases). The t-tests showed that the white hatchery was cooler than the yellow hatchery and the north beach ($p < .001$), but not significantly different from the south beach ($p > .05$). The south beach was also cooler than the north beach and the yellow hatchery ($p < .01$). The temperatures of the north beach and yellow hatchery were not significantly different ($p > .05$). These significance levels applied to both the 30 and 60 cm depths.

The temperature differences between sites, although highly significant because of large sample sizes, were small in absolute terms. The greatest difference found was between the white and yellow hatchery but this averaged only about 1°C over the season (Fig. 2).

Irrigation of Yellow Hatchery. — Irrigation reduced the temperature of the yellow hatchery, as intended (Fig. 3). The effect was more pronounced at 30 cm depth than at 60 cm. However, at both depths, there were significant negative correlations between the mean duration of irrigation in hours per day for half-month intervals and the amount by which the yellow hatchery was warmer than the white hatchery (30 cm, $r = -.85$, $p < .001$; 60 cm, $r = -.72$, $p = .013$).

A second effect of the irrigation of the yellow hatchery was an increase in the daily variation in temperature. Data on the daily range of temperatures were obtained by taking the difference between the maximum and minimum values recorded by the thermistors. These ranges increased in the yellow hatchery during the half-month intervals with irrigation. There were significant correlations between the ranges as a function of the duration of irrigation in the yellow hatchery. These increases cannot be attributed to more variable weather, because ranges remained more or less constant in the non-irrigated white hatchery over the season (Fig. 4) and in the north beach area.

The effects of irrigation were not masked by rainfall because for much of the nesting season, especially during the middle of the season when irrigation was used, there was little rainfall. The average rainfall in mm/day for the 11 half-month intervals was 1.8, 2.5, 0.4, 3.3, 0.3, 0.7, 0.9, 0, 0.1, 0.4, and 2.2.

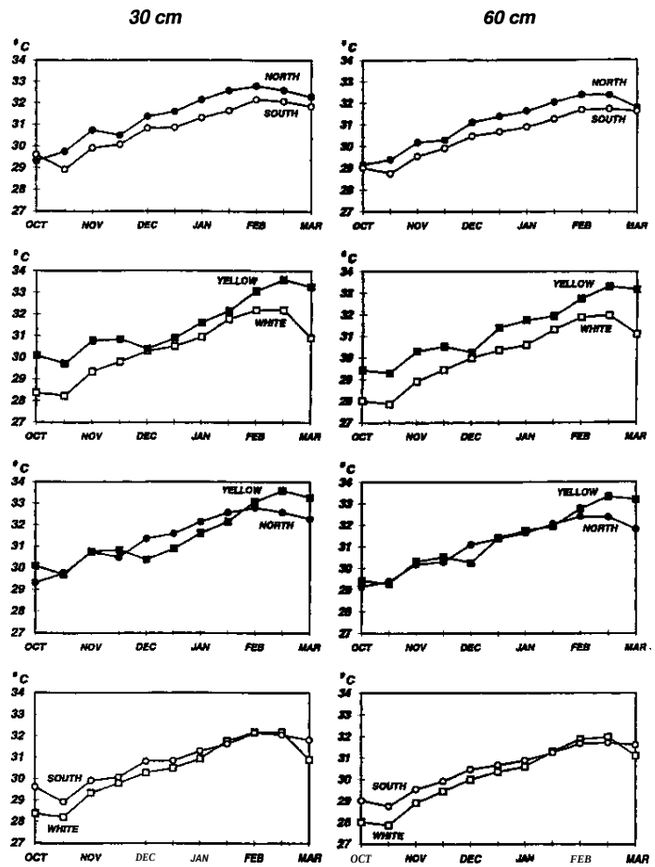


Figure 1. Selected temperature comparisons between nesting and hatchery areas. These illustrate the differences between the two hatcheries and the two beach areas (top 4 panels), and the similarity between the white hatchery and south beach, and between the yellow hatchery and north beach (lower 4 panels). The start of each month is shown on the *x* axis.

Palm Trees. — For the sites high on the beach nearest the tree line, those near palms were not significantly cooler than those in more open ground (paired t-tests, $p > .05$, in every case differences were not > 0.2°C). In fact, on the south beach the site near palms was actually slightly warmer; at this site shade was not noted until after 1500 hrs, and even then it did not always persist for the rest of the afternoon. This was also true for shade at the north site near palms, except that at the start and end of the season (October and February) shade was first noted between 1300 and 1400 hrs. Sites on the mid-beach were too far from the treeline to be affected by shade until after 1700 hrs; shade at this time would make little difference because it began to get dark around 1815 hrs. A few instances of shade were noted around 1600 hrs but this shade was usually partial and did not persist uninterruptedly over the rest of the afternoon. Overall, we found no evidence of any differences in temperature related to shade from palm trees.

Distance From Water. — There was a gradient of about 0.4°C between temperatures on the lower and upper portions of the beach. The means for the 9 intervals from 1 November to 16 March for high, mid-, and low beach sites, respectively, were 31.7, 31.4, and 31.3°C at 30 cm, and 31.3, 31.1, and 31.0°C at 60 cm. Although these differences are not large they were significant due

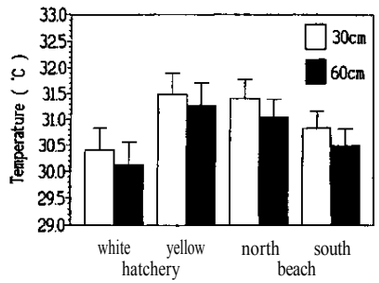


Figure 2. Means and standard errors for temperatures foreach area for the entire season.

to large sample sizes (repeated measures analysis of variance, $p < .01$).

Sand Size. — Particle size of the sand in the yellow hatchery and the north beach was similar, and was larger in both than that in the south beach and the white hatchery (Table 1). The grain sizes were similar at the surface and at 40 cm depth (data not shown).

DISCUSSION

Temperatures at nest depth in the open-air beach hatcheries at Praia do Forte were on average close to those of natural areas with similar sand characteristics, suggesting that differences in sex ratio are not great. In the case of the yellow hatchery, this similarity in temperature was achieved by irrigating the sand for a few hours a day during the hottest parts of the season.

At the start of the season, when temperatures are cooler, nearer 29°C, it is conceivable that the use of the white hatchery might lead to small increases in the number of males produced. Even though overall the temperature of the white hatchery was not significantly different from that of the south beach, the data suggest that the hatchery might be cooler than the beach at the start of the season (Fig. 1). Further work would be required to substantiate this.

Although both open-air hatcheries were similar to beach sites in terms *of mean* temperatures, irrigation in the yellow hatchery was associated with an increase in the daily *range* of temperatures of 1°C at 30 cm depth and 0.5°C at 60 cm. The irrigation, however, was necessary to maintain thermal similarity to natural areas, and changes of this amount in range are not likely to have a marked effect on the sex ratio.

Table 1. Percent of sand by weight in different grain sizes.

Sand Grain Size mm	Yellow Hatchery	North Beach	South Beach	White Hatchery
> 1.0	1.0	2.6	0.1	1.3
0.5–1.0	39.2	42.6	12.0	10.2
0.25–0.5	59.0	53.6	74.6	63.2
0.125–0.25	0.8	1.2	13.1	20.8
0.062–0.125	0	0	0.2	4.2
<0.062	0	0	0	0.3

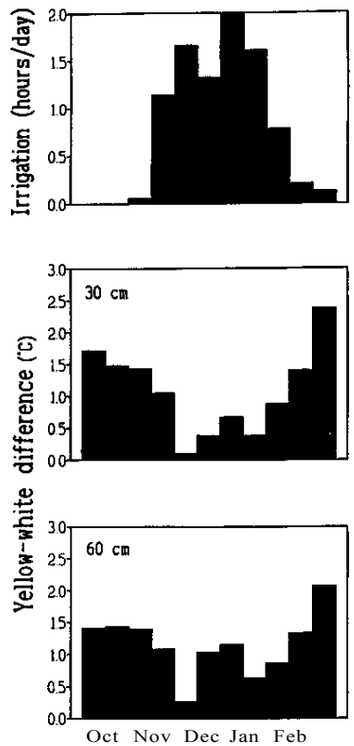


Figure 3. Mean duration of irrigation in the yellow hatchery over the season and differences between mean temperature in the yellow and the white (non-irrigated) hatcheries.

Georges et al. (1994) determined that temperature fluctuations may impact turtle sex ratios by altering the proportion of development occurring at particular temperatures. Because more embryonic development occurs at higher temperature, an increase in range, even if mean temperature remains unaltered, is equivalent to incubating the eggs at a slightly higher temperature. This effect, however, is greatest for shallow-nesting species where daily fluctuations are great, rather than for deep-nesting species like sea turtles (Georges et al., 1994).

In the case of the yellow hatchery, the increase in range of about 1°C (from about 2-3°C) is likely to augment the constant temperature equivalent by only about 0.2°C (Georges et al., 1994). It should, however, be noted that the temperature changes in the experiments of Georges et al. (1994) approximately followed the form of sine waves, which did not exactly match the temperature changes produced by irrigation in the yellow hatchery. Nevertheless, if the pivotal temperature for Brazilian loggerheads is similar to that for

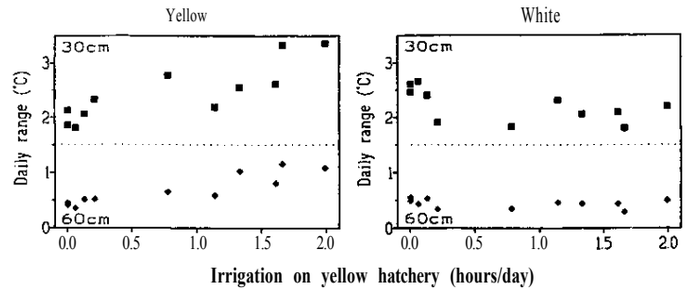


Figure 4. Daily temperature ranges in the yellow and white hatcheries as a function of duration of irrigation in the yellow hatchery. Ranges are positively correlated with irrigation in the yellow hatchery (30 cm, r = .85; 60 cm, r = .91; $p < .001$ in both cases). Temperature ranges in the white (non-irrigated) hatchery and in the yellow-sand north beach area (data not graphed) showed non-significant negative correlations with irrigation in the yellow hatchery, indicating that changes in weather were not responsible for the significant positive correlations obtained in the yellow hatchery.

loggerheads elsewhere (approximately 29°C; Marcovaldi et al., 1997), an increase in the constant temperature equivalent in the yellow hatchery would have little effect on sex ratio since the temperature was 30°C or above for most of the season (Fig. 1).

The present study, as well as indicating that the hatcheries at Praia do Forte are unlikely to be introducing much bias into sex ratios, provides data on a number of other factors that potentially have thermal effects. The most obvious of these is sand type. The greatest temperature difference found in this study, that between the yellow and white hatchery (Fig. 2), is probably attributable to the color and quality of the sand, though because these open-air hatcheries were placed near buildings and associated trees, and located in places convenient for protecting the eggs rather than for a scientifically designed experiment, differences in complicated and varying patterns of shade cannot be ruled out. However, the north and south beach areas, which differed in sand color, also registered different temperatures, with the whiter and finer sand on the south beach having cooler temperatures.

Also, comparisons of sand temperature between other turtle beaches suggest that whitish calcareous sand tends to be cooler than darker sand with more silica (Limpus et al., 1983; Mrosovsky et al., 1992). Hays et al. (1995) found that sand temperatures and albedo (the ratio of the amount of light reflected by a surface to the amount of incident light) were negatively correlated on 12 beaches on Ascension Island; the darkest beach was 4.2°C warmer than the lightest. Much of the variance in temperature was accounted for by albedo ($r^2 = 0.95$), indicating that other factors such as slope and exposure to winds were of little thermal importance. An even better way to study the influence of sand type on temperature is to transport sand from different areas to a single uniform place and make comparisons under exactly the same environmental conditions. This has been done with pale whitish aragonite sand from the Bahamas and darker more siliceous sand from Florida. A preliminary report indicated that nests of loggerhead turtles incubated in the aragonite sand were about 2°C cooler than those placed in siliceous sand (Shaw et al., 1995).

The lack of temperature differences attributable to shade from palm trees found in this study is not too surprising if one considers information from other research on the effect of shade. In Florida, on a beach running in a north-south direction, shade from tall beach-front buildings was associated with lowering of temperatures of only about 1°C on average (Mrosovsky et al., 1995). The shade from such buildings is much more extensive and persistent than that produced by groves of coconut palms. This is not to say that palm trees are without any influence on beach temperatures in Brazil, but given natural variation between sites, it might take larger samples to detect such effects.

Although we do not believe that use of open-air hatcheries such as those at Praia do Forte has large effects on sex ratios, two cautions are in order. First, small effects, cumulated over many years as a result of entrenched hatchery procedures, could introduce biases in the sex ratio. Second, one needs to be alert for other ways in which use of hatcheries might affect sea turtles. For example, it might seem appropriate to employ white dune sand more often in hatcheries, because hatchling survival rates are higher (D'Amato and Durst, 1994) and watering is not necessary. But whether or not imprinting on beach characteristics — if that exists as part of the mechanism for natal homing — would be affected by sand type, is unknown. Another possibility is that handling of the eggs during relocation might affect sex ratios, but this seems unlikely because the movement of the eggs occurs well in advance of the period of development when sex is determined. Aspects of hatchery sand to be considered include moisture content (especially in the irrigated hatchery), grain size, and the effects of prolonged watering (rainfall or irrigation) on the sand. Therefore, TAMAR will continue to seek ways to optimize hatchery procedures. The organization is addressing these issues at present by experiments in one hatchery using sand from the south beach

which does not require irrigation and comes from an area of concentrated natural nesting. TAMAR's long-term strategy is to leave as many nests as possible *in situ*, or to relocate nests onto safer areas of the beach rather than into hatcheries. Currently about 70% of nests managed by TAMAR are left on the beach, and all nests on oceanic islands are left in natural conditions (Baptistotte, 1995). But for nests that are at high risk, use of open-air hatcheries will be continued. The practice of maintaining a number of smallish open-air hatcheries, with sand type similar to that on local beaches along the 1000 km of coast monitored by TAMAR, rather than a few central ones, provides further insurance against introducing sex ratio biases.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Almir Barreto, Christopher Binckley, Ray Carthy, Adriana D'Amato, Peter Eliazar, Mayumi Hori, Antonio Augusto Laurent, Lilia Malkin, Guy Marcovaldi, Kennett Marshall, Jose Renato do Nascimento, Sílvio Pereira, Domingos Correa dos Santos, Paulo Sapienza, Jim Spotila, and Vivian Zeideman. Julio Gonchorosky kindly did the analysis of grain size. Matthew Godfrey provided us with calibration charts, and was an invaluable asset in many other ways. Support came from a U.S. Student Fulbright Grant and a Yale University Hitachi Grant to Eugenia Naro, and a grant to Nicholas Mrosovsky from the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada. The TAMAR/IBAMA project acknowledges its continued support from Petrobrás.

LITERATURE CITED

BAPTISTOTTE, C. 1995. A clarification on the activities of Projeto TAMAR, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 1(4):328-329.

BLANCK, C.E., AND SAWYER, R.H. 1981. Hatchery practices in relation to early embryology of the loggerhead sea turtle, *Carettacaretta* (Linne). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 49:163-177.

D'AMATO, A.F., AND DURST, M. 1994. Relatório Técnico TAMAR-IBAMA, Praia do Forte, Campanha 1993-1994.

D'AMATO, A.F., AND MARCZWSKI, M. 1993. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Cheloniidae) na região de Praia do Forte, Município de Mata de Sao Joao, Bahia, Brasil, durante o período reprodutivo 1990-1991. Arq. Biol. Tecnol. 36(3):513-519.

GEORGES, A., LIMPUS, C., AND STOUTJESDIJK, R. 1994. Hatchling sex in the marine turtle *Caretta caretta* is determined by proportion of development at a temperature, not daily duration of exposure. J. Exp. Zool. 270(5):432-444.

GODFREY, M.H., AND MROSOVSKY, N. 1994. Simple method of estimating mean incubation temperatures on sea turtle beaches. Copeia 1994(3):808-811.

HAYS, G.C., ADAMS, C.R., MORTIMER, J.A., AND SPEAKMAN, J.R. 1995. Inter- and intra-beach thermal variation for green turtle nests on Ascension Island, south Atlantic. J. Mar. Biol. Assoc. U.K. 75(2):405-411.

LIMPUS, C.J., REED, P., AND MILLER, J.D. 1983. Islands and turtles: the influence of choice of nesting beach on sex ratio. In: Baker, J.T., Carter, R.M., Sammarco, P.W., and Stork, K.P. (Eds.). Proc. Inaugural Great Basin Reef Conference, Townsville, Australia: JCU Press, pp. 397-402.

MARCOVALDI, G., AND MARCOVALDI, M.A. 1989. Tartarugas Marinhas do Brasil: Biologia e Técnicas de Preservacão. In: Christofen, M.L., and Amorim, D.S. (Eds.). Resumos do 16º Congresso Brasileiro de Zoologia. João Pessoa: Universidade Federal da Paraiba, pp. 83-84.

MARCOVALDI, M.A., AND LAURENT, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2(1):55-59.

MARCOVALDI, M.A., GODFREY, M.H., AND MROSOVKSY, N. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation temperatures. Can. J. Zool. 75: 755-770.

MROSOVSKY. N., BASS, A., CORLISS, L.A., RICHARDSON, J.I., AND RICHARDSON, T.H. 1992. Pivotal and beach temperatures for hawksbill turtles nesting in Antigua. Can. J. Zool. 70:1920-1925.

MROSOVSKY, N., LAVIN, C., AND GODFREY, M. 1995. Thermal effects of condominiums on a turtle beach in Florida. Biol. Conserv. 74:151-156.

RAYNAUD, A., AND PIEAU, C. 1985. Embryonic development of the genital system. In: Gans, C., and Billett, F. (Eds.). Biology of the Reptilia. Vol. 15 (Development B). New York: John Wiley and Sons, Inc., pp. 149-300.

SHAW, S.L., SCHULMAN, A., AND LUTZ, P.L. 1995. A comparison of Florida silicate and Bahamanian aragonite sand as substrates for sea turtle nesting. In: Richardson, J.I., and Richardson, T.H. (Eds.). Proc. 12th Annual Workshop on Sea Turtle Biology and Conservation. NOAA Tech. Mem., NMFS-SEFSC-361, pp. 128-9.

Received: 13 August 1997
Reviewed: 6 August 1998
Revised and Accepted: 9 October 1998

Oryx Vol 33 No 2 April 1999

Local community involvement in conservation—the use of mini-guides in a programme for sea turtles in Brazil

Claudia F. Vieitas, Gustave G. Lopez and Maria A. Marcovaldi

Abstract The Brazilian Sea Turtle Conservation Programme (TAMAR) was established in 1980 to protect sea turtles in Brazil and to re-establish their natural life cycle, which had been disrupted by humans. The programme is based on grassroots involvement by the coastal communities, and provides jobs and generates alternative sources of income. Within this framework, the mini-guides programme was created. It consists of a summer training course in which local children between 8 and 13 years old learn basic information about marine ecosystems and sea turtles, strategies to promote their conservation, and skills to interact effectively with tourists. After the course, children are given on-site experience by working as interns at the TAMAR visitor centre at Praia do Forte, on schedules designed to avoid conflicts with their studies at school. The children work closely with tourists, informing them about sea turtles and TAMAR's work; they also help the biologists in field activities. In this way, they enhance their own awareness, and by extension their families' and the community's concern about environmental conservation. Their involvement provides them not only with valuable skills, but also an extra source of income, thereby providing economic benefits to their families. The success of this programme is indicated by the excellent approval ratings given by the tourists visiting the area.

Keywords Children, community-based conservation, ecotourism, environmental education, marine turtles.

Introduction

Conservation projects are seldom successful without the involvement of local people, especially where the native population has been a strong force in the depletion of the resources (McNeely *et al.,* 1990; IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group, 1995; Durbin *et al.,* 1996). Local people can also be an invaluable source of information in identifying threats. The continued success of conservation measures is often ensured when the rural population shares its benefits, be they social, environmental or economic. Tourism, for instance, can be a viable economic alternative for local people and a sustainable way of protecting natural resources (Boo, 1990).

Today, the implementation of successful conservation projects often includes environmental education and involvement of local communities. For sea-turtle recovery and management strategies the IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group (1995) encourages the active participation of coastal communities and the promotion of economic alternatives to the exploitation of sea turtles. Recent approaches also note that the partnership between government and non-governmental organizations (NGOs), in addition to local collaboration, helps to improve the implementation and long-term success of conservation initiatives (McNeely *et al.,* 1990).

This paper describes the experience of local participation in wildlife conservation in the Brazilian Sea Turtle Conservation Programme (TAMAR), which involves children from the community of Praia do Forte, in Bahia state.

Site description and historical background

All seven species of sea turtles in the world are currently threatened with extinction (IUCN, 1996). In order to prevent their disappearance from Brazil, in 1980 the federal government, through IBAMA (Brazilian Agency for Environment), created the Brazilian Sea Turtle Conservation Programme (TAMAR; an acronym for sea turtle in Portuguese, TArtaruga MARinha). In order to promote marine conservation and help the TAMAR Programme, the Pr6-TAMAR Foundation was created in 1988. It is a non-profit organization responsible for

Claudia F. Vieitas (corresponding author) rua Jacupiranga 57, Sao Paulo—SP, 01440-050, Brazil. E-mail: cvieitas@originet.com.br

Gustave G. Lopez and Maria A. Marcovaldi Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador—BA, 40210-970, Brazil. E-mail: protamar@e-net.com.br

Received 22 April 1998. Accepted 21 September 1998

© 1999 FFI, *Oryx,* 33(2), 127-131

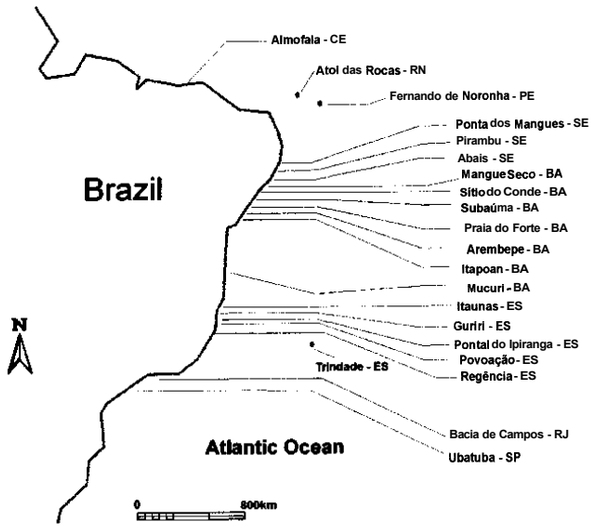


Fig. 1 TAMAR stations in Brazil.

managing more than 60 per cent of TAMAR's operations and paying the salaries of about 90 per cent of approximately 400 employees, most of them from local communities, involved in the daily activities of sea turtle conservation.

The programme works to protect principal nesting beaches and feeding grounds of turtles in Brazil as a means of re-establishing their natural life cycle that has been disrupted by people. The success of TAMAR is based on grassroots involvement with the coastal communities. Besides providing paid work, directly and indirectly, it looks for creative ways of generating alternative sources of income for the villagers. The employment of former egg poachers to protect turtle eggs, and the continual environmental education work has led to a change in behaviour in these communities.

TAMAR currently operates 21 stations along the coast of Brazil. The stations are staffed year-round and promote not only the conservation of sea turtles, but also organize cultural festivals, support healthcare facilities, schools and other community activities. The headquarters are located in Praia do Forte, Bahia, on the north-east coast, 70 km from Salvador (Fig. 1). Its visitor centre receives more tourists than any other TAMAR station.

TAMAR started in Praia do Forte in 1982, when it was a village of 600 inhabitants. The main sources of income were fishing and a nearby coconut plantation. Soon after TAMAR established a base there, tourists began to visit, either for the day or for extended stays at the resort. More tourism development ensued, and today tourism is the main source of income in Praia do Forte, with about 2500 people visiting the beach every day in summer.

The TAMAR station has a visitor centre that is open daily from 09.00 to 18.00 hours. It has an open-air beach hatchery and five display tanks (the smallest being 2.7 m and the largest 5.7 m in diameter) holding about 20 sea turtles of different ages and species, for environmental education purposes. There are also four shops that sell TAMAR products made by residents of the coastal communities, a small museum with a video cassette recorder, a computer with multimedia programmes, turtles shells and skeletons, and a snack bar.

Turtles and tourism

The sea-turtle nesting populations and management activities of TAMAR, at Praia do Forte, have been described by Marcovaldi & Laurent (1996). The villagers now rely on sea turtles as a living resource because they are a major tourist attraction and generate income, so they help protect their nests and beaches. Turtle nests remain on their original sites and are marked with stakes. People respect the stakes and do not interfere with the nests. Turtles generally nest at night, when there are usually no tourists on the beach, but occasionally an encounter with a nesting turtle



Plate 1 Mini-guides course. Through theatre presentations with a turtle character, the children taking the course learn about biology and conservation of sea turtles.

might occur. There are, so far, no records of turtles being disturbed in this way. Despite the fact that the beach is 14 km long, most tourists remain within a 2-km stretch, near the village. Resorts and houses have been constructed in such a way as to minimize their impact on turtles; for instance, beachfront illumination has been minimized and nearby lights have been screened, as recently recommended by Witherington & Martin (1996). In effect, there is little conflict between the needs of the turtles and the needs of the tourists.

TAMAR is increasing awareness of sea turtles by various means. Two examples of this at Praia do Forte are the mini-guides programme and the turtle by night programme (Vieitas & Marcovaldi, 1997). The first is part of TAMAR's strategy to involve local people in conservation as well as to provide training and professional experience to the children. The second is an ecotourism initiative, to raise awareness among tourists about sea turtle conservation.

The mini-guides programme

The mini-guides programme is based on a short summer course for local children that provides training skills needed to guide tourists, as well as conservation information Each summer 8–13-year-old children spend 2 weeks learning basic information on the topics listed below:

1 *Sea turtles:* life cycle, identification of species, general behaviour, feeding habits and basic care at the TAMAR station.

2 *Conservation:* main threats facing sea turtles, TAMAR's management and conservation techniques for all life stages of the turtles, basic procedures for protecting sea turtles, TAMAR's community-based conservation work, importance of habitat and marine conservation.

3 *Tourist-guide procedures:* behaviour with tourists, speech and ways of interacting with visitors.

These topics are covered mainly through field trips to the beach, reefs, turtle nests and other major tourist attractions in the region. They also learn through practical experiences: opening nests in which turtles have hatched to count and identify unhatched eggs and embryos, releasing hatchlings and feeding turtles in display tanks. Additional learning is provided by video exhibits, theatre presentations, puzzles, and informal activities such as picnics and parties (Plate 1). A handbook on marine conservation and turtle biology is an additional educational resource.

After the course, groups of six children work at the TAMAR visitor centre to complete their training. During this period, each child receives a stipend. The children inform tourists about sea turtles and TAMAR's work. They also have the opportunity to watch and help the biologists in field activities and to participate in the turtle by night programme (Vieitas & Marcovaldi, 1997). After this training, the guides who demonstrate the best communication skills, behaviour in the visitor centre, and knowledge of sea turtles and TAMAR's work are invited to remain working at the visitor centre throughout the year.

In order to avoid overlap with school, each child works only during the weekends or part-time during weekdays. The children are taught how to structure their own daily activities, as well as the work for TAMAR. They undertake various tasks: responding to

Participants	1995/96	1996/97	1997/98	Total
Total	14	28	22	64
Graduated after training*	6 (43%)	19 (68%)	19 (86%)	44 (69%)
One-year training†	4 (29%)	8 (29%)	8 (36%)	20 (31%)

Table 1 Number of children participating in the mini-guides programme per season

* Children that completed the short course and the one-month training.
† Children that completed all steps including the one-year training after the course.

letters, using the Xerox machine, organizing days off for themselves, co-ordinating lunch-time breaks at weekends and working in the museum. In order to enable each child to experience the different activities, they take turns and help each other by teaching their previous tasks.

The one-year experience enables the mini-guides from one year to help in programming and teaching the following year's course. In addition, one or two children from each year stay for some months to help the new guides adapt.

As well as training children in tourist guiding activities, the programme also aims to achieve the objectives listed below.

- Involve the coastal community in conservation projects and in ecotourism activities.
- Give children an opportunity to work with conservation and ecotourism projects in the area, helping to raise environmental awareness among tourists.
- Enhance local community concern about environmental conservation through the children.
- Create new opportunities and sources of income for the children involved, without jeopardizing their regular study at school, thus helping not only them but also their families.

Results and discussion

After a pilot project in the 1995/96 turtle nesting season, full mini-guides courses were given in the 1996/97 and 1997/98 seasons (Table 1).

The main activity of the children was to guide and inform tourists in the museum as well as at the display tanks and open-air egg hatcheries. The children gained valuable experience in operating computers and audio-visual equipment, which they might not have had otherwise. Mini-guides also passed on these skills to their friends, who often came to the visitor centre.

After the course and for the rest of the turtle nesting season, most of the children came daily to the beach hatcheries at sunset, when nests from which hatchlings had emerged were opened. They participated, with the biologists, in identifying hatchling species, counting embryos and egg shells, and informing tourists about these procedures, improving their own knowledge on sea turtles, management techniques and communication skills.

Each year after the pilot year, when only four children underwent the one-year training, following the one-month training internship, eight children were selected to work at TAMAR's visitor centre for the rest of the year. Four worked during weekends and four on weekdays, two in the morning and two in the afternoon. This schedule was devised to avoid conflicts with school.

The mini-guides were monitored daily and given brief training sessions to keep them prepared to meet the needs of tourists. Despite their young age, the mini-guides were entrusted with some responsibilities, usually specific for each guide, to bolster confidence and self-esteem. They often showed initiative and creativity; for example, they organized a 'fishing game' stall for a village street festival, being responsible for all the organization, from ticket sales to distribution of prizes.

After 6-months' training, we recognized the need to integrate further the mini-guides in the day-to-day activities of TAMAR. A first step was to teach the mini-guides to answer children's letters requiring information on turtles. We taught basic computer skills and explained what should be included in the replies. These practices stimulated and improved writing and learning the Portuguese language, and so far have had very good results, both for the children and for TAMAR.

Between July 1997 and February 1998, tourists visiting the TAMAR station were asked about several aspects of the visitors' centre, such as the museum facilities, turtle display tanks, informative signs, video presentation and mini-guides. Their answers showed that mini-guides were a very positive aspect of TAMAR's visitor centre: more than 80 per cent of 2040 interviewees considered the mini-guides activities good or very good (Table 2).

The positive outcomes of this programme were much greater than were anticipated at the outset, resulting in greater involvement of the community in

Table 2 Evaluation of the mini-guides activities by tourists at TAMAR visitor's centre

Evaluation	Percentage of votes
Very good	58.04
Good	22.24
Average	10.00
Poor	9.72

conservation activities, a strong emphasis on teamwork and co-operation, and imparting skills to the children for the future.

Conclusions

Our aim for this programme was to motivate children to participate in conservation and involve them in raising environmental awareness among tourists. We hope that by involving them in such activities they might use this experience on their own behalf, perhaps by applying their new skills in a job elsewhere, and to spread their enthusiasm to their family members, thereby enhancing community concern about the environment. The process of involving children in management can be seen as a benefit for all concerned: the biologists are training people that can assist in fieldwork in the future, and the children are gaining experience in an important skill for the area. The involvement of local people in conservation of natural resources is becoming a necessary and increasingly common practice because most of Earth's biodiversity now lies in non-protected areas inhabited by human beings (Western & Wright 1994). In this way, community-based conservation and involvement of villagers in programmes such as this can serve as a model for a sustainable living and coexistence with the natural world.

Acknowledgements

We thank Charles Tambiah and Matthew Godfrey for reviewing the manuscript. This programme was made possible by the participation of TAMAR staff and interns, who helped train the children. Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA/MMA) sponsored a pilot project of the mini-guides programme. TAMAR is affiliated with IBAMA, comanaged by Fundação Pró-TAMAR and officially supported by PETROBRAS.

References

Boo, E. (1990) *Ecotourism: the Potentials and Pitfalls.* WWF, Baltimore.

Durbin, J., Rajafetra, V., Reid, D. & Razandrizanakanirina, D. (1996) Local people and Project Angonoka—conservation of the ploughshare tortoise in north-western Madagascar. *Oryx*, 30(2), 113-120.

IUCN (1996) *1996 IUCN Red List of Threatened Animals.* IUCN, Gland, Switzerland.

IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group (1995) *A Global Strategy for the Conservation of Sea Turtles.* IUCN, Gland, Switzerland.

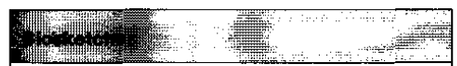
Marcovaldi, M.A. & Laurent, A. (1996) A six season study of sea turtles nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. *Chelonian Conservation and Biology*, 2(1), 55-59.

McNeely, J.A., Miller, K.R., Reid, W.V., Mittermeier, R.A. & Werner, T.B. (1990) *Conserving the World's Biological Diversity.* IUCN, Gland, Switzerland.

Vieitas, C.F. & Marcovaldi, M.A. (1997) An ecotourism initiative to increase awareness and protect sea turtles in Brazil: the turtle by night program. *Chelonian Conservation and Biology*, 2(4), 607-610.

Western, D. & Wright, R.M. (1994) The background to community based conservation. In *Natural Connections: Perspectives in Community-based Conservation* (eds D. Western and R. M. Wright), pp. 1-12. Island Press, Washington, DC.

Witherington, B.E. & Martin, R.E. (1996) Understanding, assessing and resolving light-pollution problems on sea turtle nesting beaches. *Florida Marine Research Institute Technical Reports* TR-2, pp. 1–73.



Claudia F. Vieitas received her graduate degree in environmental sciences working with conservation of coastal islands in south-eastern Brazil. She maintains an interest in management of native populations and their habitat, as well as protected areas. She is also interested in the overlap between conservation of natural resources and environmental education, and is involved with ecotourism and public awareness of environmental issues.

Gustave G. Lopez has participated in research projects involving animal ecology and marine conservation. He also has a keen interest in community outreach programmes, conservation of biological diversity, as well as restoration and landscape ecology.

Neca Marcovaldi was trained as an oceanographer before helping to found Projeto TAMAR, the Brazilian Sea Turtle Conservation Programme, in 1980. Besides continuing to work within Projeto TAMAR, she is also the president of an NGO dedicated to supporting turtle conservation. She has served on the executive committee of the SSC/IUCN Marine Turtle Specialist Group since 1993, and is the representative for Brazil in WIDECAST (Wider Caribbean Conservation Network).

1999
1 2 3 4 5

PROGRAMA CUIDADOS COM A VIDA

BECKER, J. H. [1] , GIL, C. A. [2] , BUSSOLOTI, J.M. [2], SHMITT, L. R. [2]

Introdução: O Programa **Cuidados com a Vida** foi criado em 1997, a partir de uma proposta da Escola Era uma vez/Ybatyba junto ao Projeto TAMAR – IBAMA, Base de Ubatuba, que desde sua implantação em 1991 vem desenvolvendo diversas atividades de educação ambiental sempre buscando trabalhos em parceria com outras entidades do município.

Objetivos: Demonstrar aos alunos a necessidade de alguns dos cuidados fundamentais à manutenção da vida, e o conseqüente crescimento dos animais, além de estabelecer um primeiro contato dos alunos com procedimentos de medidas e metodologia científica.

Público-alvo: O Programa vem sendo aplicado às turmas de pré-escola, com grupos que variam de dez a vinte crianças, em cada ano. Pode ser adequado às demais faixa-etárias.

Metodologia: O programa consiste basicamente, numa série de visitas dos alunos, ao Centro de Visitantes do Projeto TAMAR, com freqüência mensal, durante o ano letivo, para realização de atividades especiais com as tartarugas marinhas criadas em cativeiro. Cada visita tem 1:30 horas de duração, monitorada por um técnico do TAMAR e auxiliado pela professora. Admitindo-se na função de "cientistas", os alunos realizam a cada visita, a tomada de medidas do comprimento e largura do casco e peso das tartarugas, registrando os dados em uma tabela. As tartarugas escolhidas previamente, são animais novos, com idades entre 1,5 a 3,5 anos e tamanhos adequados ao manuseio pelas crianças. Foram utilizadas três tartarugas, a saber: um exemplar de tartaruga cabeçuda (*Caretta caretta*), uma tartaruga verde (*Chelonia mydas*) e uma tartaruga de pente (*Eretmochelys imbricata*), que foram batizadas pelos alunos com os nomes de Uakiti, Sapeca e Ula respectivamente. Inicialmente são apresentadas as diferentes espécies de tartarugas marinhas, comportamentos, hábitos alimentares, respiração e reprodução. A evolução e adaptação à vida marinha é abordada através da observação de aspectos morfológicos dos jabutis (*Geochelone sp*.). Ainda na primeira visita é feita a apresentação do material utilizado (fita métrica, balanças, tabelas) e o treinamento da obtenção das medidas dos cascos da tartarugas. São também combinadas as regras de conduta durante as visitas (lavar as mãos antes e depois do contato com as tartarugas, o respeito aos animais, o silêncio, o cuidado no manuseio, não pisar na grama etc.). Da segunda visita em diante, são realizadas as medições e gradualmente são acrescentados novos procedimentos como alimentação e assepsia. Os alunos assistem também aos vídeos produzidos pelo Projeto TAMAR, que abordam a captura acidental de tartarugas pelos pescadores, procedimentos de salvamento e a interferência da iluminação artificial na orientação pós-nascimento dos filhotes de tartarugas marinhas. O programa é concluído com a realização da soltura de uma tartaruga marinha capturada acidentalmente por pescadores, depois da biometria e marcação, procedimento padrão do Projeto TAMAR. A praia do Cedro foi escolhida para o evento, dado o histórico de atuação do TAMAR no local, a proximidade, facilidade de acesso e a possibilidade do contato com os pescadores para breve conversa sobre o salvamento das tartarugas marinhas capturadas nas redes.

Resultados: Os dados e informações obtidos durante as visitas são utilizados posteriormente na escola, em diversas atividades como a confecção de desenhos das tartarugas com as medidas reais, elaboração de textos ou mesmo como tema de aulas de computação. A questão do lixo no mar, abordada já no primeiro encontro, culminou num trabalho de coleta, triagem e avaliação do potencial de impacto sobre os animais, com ênfase na tartaruga. A assimilação dos conhecimentos básicos sobre tartarugas marinhas é nítida, sendo o resultado mais simples

de ser observado. Ao longo das visitas, os alunos passam gradualmente a dominar o procedimento de medição, os valores inteiros e fracionários. A cada visita são questionados sobre o crescimento dos animais, compreendendo facilmente os valores obtidos. As principais regras de conduta são sempre relembradas por eles e respeitadas, mesmo numa falha ou ausência do monitor. Entretanto, o resultado mais notável é o grande entusiasmo com que alguns alunos procuram o monitor para contar histórias das tartarugas avistadas nas praias, dos filmes e desenhos de tartarugas que assistiram, o que mostra o grande interesse despertado, além da liberdade e familiaridade da abordagem do monitor, quer durante as visitas, quer em passeios aos finais de semana. Freqüentemente retornam ao TAMAR, acompanhados de pais, amigos e parentes, atuando como verdadeiros guias. A ansiedade que precede as visitas demonstra o grande vínculo afetivo das crianças com as tartarugas utilizadas no experimento.

Conclusão: Os resultados apresentados pelo Programa Cuidados com a vida, durante os três anos de existência, superaram as expectativas do Projeto TAMAR – IBAMA, justificando assim a continuidade com novas turmas e o estímulo da aplicação deste método em outros projetos conservacionistas. A aquisição desta experiência permitirá também que outros programas semelhantes venham a ser futuramente desenvolvidos na Base de Ubatuba.

BECKER, J.H.; GIL, C.A.; BUSSOLOTI, J.M.; SHMITT, L.R. Programa cuidados com a vida. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL,1., 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1999.

GUIAS MIRINS DO PROJETO TAMAR/IBAMA – UMA EXPERIÊNCIA PIONEIRA DE INTEGRAÇÃO COMUNITÁRIA E DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL EM FERNANDO DE NORONHA, PE, BRASIL.

Cláudio Bellini [1] , Rafael Provatti de Lima [2] , Maria de Lourdes Alves [3] & Taisi Maria Sanches[4]
[1] Projeto TAMAR/IBAMA, [2,4] Fundação Pró-TAMAR,[3] Escola Arquipélago

O TAMAR, criado em 1980, protege e pesquisa as tartarugas marinhas no Brasil realizando paralelamente programas de educação ambiental e desenvolvimento comunitário. Em Fernando de Noronha atua desde 1984, sendo a quarta estação implantada e a primeira em área oceânica. A partir de 1992, após a consolidação das atividades técnicas, aumentou esforços para desenvolver de trabalhos educativos, visando maior integração da comunidade e visitantes o TAMAR. Com a finalidade de desenvolver um programa de formação de guias mirins para a condução de visitantes em atrativos relacionados às tartarugas marinhas. Deste modo, foram selecionados cinco alunos segundo alguns critérios (faixa etária entre 9 e 12 anos, boa conduta dentro e fora da escola, boa desenvoltura, interesse em questões ambientais noções de natação e mergulho). Durante seis meses os alunos foram capacitados através de vários instrumentos pedagógicos: livros, folhetos, vídeos e multimídia sobre o TAMAR, além da participação nas palestras do Centro de Visitantes/ Museu Aberto das Tartarugas Marinhas. Paralelamente foram treinados em natação e mergulho livre, em atividades práticas de campo, em área de desova (marcação de fêmeas, nascimento de filhotes e abertura de ninhos) e em área de alimentação (captura e marcação de juvenis) de tartarugas marinhas. O Projeto "Guias Mirins do TAMAR em FN" foi iniciado em 1997 com o apoio do WWF- Fundo Mundial para a Natureza. Atualmente o grupo auxilia a equipe técnica do TAMAR nas atividades educativas tanto no âmbito comunitário como envolvendo turistas e visitantes, recebendo-os no Centro de Visitantes, em atividades de campo, na organização de gincanas ecológicas, dentre outras atividades. Os guias mirins possuem um papel importante em atividades ligadas às crianças da Escola Arquipélago e da Escolinha- Creche, sendo multiplicadores da idéia da conservação marinha no arquipélago, além de se tornarem boa referência para as crianças de toda comunidade. Visando a auto-sustentabilidade do grupo aproveitando o fluxo turístico, tem se criado alternativas de captação de recursos através da geração de serviços e informações, tornando-o assim uma experiência pioneira de integração da comunidade de FN com um programa de conservação através de educação
Ambiental.

A Petrobras S.A. é patrocinadora oficial do Projeto TAMAR.
Órgãos Financiadores: PETROBRAS S/A, Fundo Mundial para a Natureza – WWF/BRASIL e Fundação Pró-TAMAR.
Email: tamarfn@elogica.com.br

BELLINI, C.; LIMA, R.P. de; ALVES, M. de L.; SANCHES, T.M. Guias - mirins do Projeto TAMAR/IBAMA – Uma experiência pioneira de integração comunitária e de educação ambiental em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 8., 1999. Recife**. Resumos...**, [S.l:s.n.], 1999, p. 28.

CAMPANHA CONTRA O LIXO NO MAR – O USO DE UM CARTAZ COMO FERRAMENTA PARA CONSCIENTIZAÇÃO

Gallo, H. ; Gallo, B.M.G. ; Macedo, S. ; Ota, R.H. ; Giffoni, B.B. ; Fernandes, J.S. ; Becker, J.H. ; Adamenas, J. M & Radwanski, E.N.

1- Aquário de Ubatuba
2- Fundação Pró-TAMAR
3- Projeto TAMAR – IBAMA

1- Av. Guarani 859, Itaguá, Cep.11680-000, Ubatuba. Tel (012)4321382.
2 e 3- R. Antonio Athanásio 273, Itaguá, Cep.11680-000, Ubatuba Tel (012)4327014

INTRODUÇÃO

Os Oceanos e mares , bem como as zonas costeiras adjacentes formam um todo integrado que é um componente essencial do sistema que possibilita a existência de vida sobre a Terra, além de ser uma riqueza que oferece possibilidades para um desenvolvimento sustentável (Agenda 21). Estima-se que as profundezas dos oceanos podem abrigar 10 milhões de espécies que ainda não foram descritas e classificadas, uma diversidade comparável à das florestas tropicais (Norse, 1994).
Apesar de sua importância, este ambiente encontra-se gravemente ameaçado, sendo sua degradação resultante de uma ampla gama de fontes, sobretudo antropogênicas. Dentro deste contexto, a deposição de lixo merece destaque em função das consequências negativas sobre a sobrevivência dos mares e oceanos.
No ambiente marinho, o lixo causa prejuízos estéticos, econômicos, à saúde humana e à fauna. Citando como exemplo o impacto em populações de tartarugas marinhas, 32% dos filhotes de *Caretta caretta* capturados na costa da Flórida, tinham ingerido plástico e fibra sintética, sendo que prticamente todos os tipos de lixo podem ser encontrados em conteúdos estomacais destes animais (Lutcavage et al. 1997).
O Aquário de Ubatuba, possui desde 1996 em seu circuito de visitação, uma exposição com lixo retirado das praias, apresentando um cartaz do Mote Marine Laboratory que informa sobre o tempo de duração do lixo no mar. Nesta exposição constatou-se o grande impacto gerado no público visitante que normalmente demonstrava interesse na aquisição do cartaz com a intenção de retransmitir estas informações
Foi elaborado então, pelo Aquário de Ubatuba e Projeto TAMAR – IBAMA, um novo cartaz com dados adicionais e adaptado à nossa linguagem.

OBJETIVOS

Manter uma campanha permanente contra o lixo no mar, com a produção e divulgação initerrupta do cartaz, atingindo o maior número de pessoas possível.

PÚBLICO – ALVO

Toda e qualquer pessoa que possa ter acesso às informações do cartaz.

METODOLOGIA

Confeccionou-se cartaz sobre o tempo de duração do lixo no mar, em papel reciclado, com as informações originárias do Mote Marine Laboratory, complementadas por pesquisa feita junto à E.P.A (Agencia de Proteção Ambiental Norte Americana) .
Foi produzida tiragem inicial de 1000 cartazes. Adotou-se como metodologia, para possibilitar a continuidade da campanha, a doação de metade dos exemplares e a venda do restante, por um valor que possibilite a confecção de mais duas unidades a cada venda , que pode ser feita nas lojas do TAMAR e Aquário, pelo correio e internet. São distribuidos gratuitamente cartazes para todas as escolas que visitam o Aquário e o TAMAR, além do envio para instituições.de ensino e pesquisa, entre outros.
Continuamente são enviados releases para a mídia, ampliando a divulgação.
Para dar suporte à campanha, desenvolve-se programação paralela de eventos, basicamente coleta de lixo nas praias e teatro de fantoches, envolvendo a comunidade local, principalmente estudantes.

RESULTADOS

Da tiragem inicial de 1000 cartazes em julho de 1997, já foram reproduzidos mais 4.000 exemplares, dentro da proposta de distribuição para escolas visitantes das duas instituições e venda para posterior duplicação.
Aproximadamente 280.000 pessoas visitaram o Aquário e a Base do TAMAR em Ubatuba entre julho de 1997 e julho de 1999, tendo acesso portanto às informações do cartaz, independente de ter adquirido um exemplar do mesmo.
Quanto aos eventos que objetivam dar suporte a campanha, anualmente , no dia internacional dos oceanos e no dia mundial de limpeza das praias, são realizados mutirões de limpeza das praias do centro de Ubatuba, com participação dos estudantes e comunidade em geral, sempre com a apresentação da peça de teatro de fantoches “ Uma alga muito estranha ” e posterior visitação gratuita ao Aquário. Entre julho de 97 e setembro de 99 aproximadamente 3700 pessoas participaram destes eventos , coletando mais de 24 m de lixo das praias. Nestas ocasiões, conta-se com apoio da Prefeitura Municipal de Ubatuba, e mais recentemente, da Elektro S.A.
O cartaz foi veiculado em 5 revistas de circulação nacional com tiragem de 318 mil exemplares em seu somatório, além de jornais de nacionais, regionais e locais.
Cerca de 120.000 pessoas já visitaram o site do Aquário que divulga o cartaz.
Foram realizadas mais 4 tiragens totalizando mais 8.000 cartazes, com patrocinadores especiais (IBAMA - Brasília, Arcor, Prefeitura do Guarujá e Elektro S.A) possibilitando que o mesmo seja distribuido em outros municipios e estados brasileiros.

DISCUSSÀO E CONCLUSÕES

Considerando-se que mais da metade da população mundial vive em uma faixa de 60 quilômetros do litoral e que este total pode elevar-se a 75 % nos próximos anos (Agenda 21), justifica-se a necessidade de iniciativas que visem a conscientização e consequente alteração de hábitos no maior número de pessoas, o mais rápido possível.

Estimando-se que mais de 1 milhão de pessoas tiveram acesso às informações contidas no cartaz, acredita-se que, ao menos parte destas tenham sido sensibilizadas pela problemática do lixo no mar a ponto de adotar conduta coerente sobre esta questão, agindo inclusive como agentes multiplicadores desta informação.

Em função da adesão à campanha, verificada pela participação nos mutirões, compra do cartaz, divulgação pela mídia e através da internet, **c**onsideramos que os objetivos propostos estão sendo cumpridos.

GALLO, H.; GALLO, B.M.G.; MACEDO, S.; OTA, R.H.; GIFFONI, B.B.; FERNANDES, J.S.; BECKER, J.H.; ADAMENAS, J.M.; RADWANSKI, E.N. Campanha contra o lixo no mar – O uso de um cartaz como ferramenta para conscientização. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL,1., 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1999.

EDUCAÇÃO AMBIENTAL NA BASE DO PROJETO TAMAR – IBAMA EM UBATUBA

GIFFONI, B.B[1]; BECKER, J.H[1]; MACEDO, S[1] & GALLO, B.M.G[1]

Introdução

O Projeto TAMAR – IBAMA foi criado em 1980 pelo IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) com o objetivo de proteger e salvar as cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem ao longo da costa brasileira e que encontram-se na lista dos animais ameaçados de extinção (REVISTA do TAMAR, 1999). Hoje o TAMAR conta com 21 estações de trabalho (18 no continente e três em ilhas oceânicas), protegendo aproximadamente 1100 Km de costa (MARCOVALDI &MARCOVALDI, 1999).

As atividades desenvolvidas pelo Tamar podem ser divididas em 3 frentes diferentes que encontram-se interligadas, a saber: pesquisa científica, ação social e educação ambiental.

Objetivos

O presente trabalho tem como objetivos apresentar a estrutura existente na base do Projeto Tamar – IBAMA de Ubatuba bem como a metodologia aplicada no desenvolvimento das atividades de educação ambiental. dando ênfase à temática “Conservação de Fauna”

Público alvo

Estudantes, turistas e moradores locais que visitam a base do Projeto Tamar – IBAMA em Ubatuba.

Metodologia

A estrutura existente na base do Projeto Tamar - IBAMA em Ubatuba, para o desenvolvimento e apoio do trabalho de educação ambiental é a seguinte: três tanques com tartarugas marinhas em exposição, sendo um deles com capacidade para 35000 l e os outros dois com 4000 l cada um, maquete em tamanho real esquematizando todo o processo de desova e nascimento dos filhotes, painéis auto – explicativos, exposição permanente de fotos, mini – museu com ossos, cascos, filhotes, dentre outras peças, sala dotada de recurso áudio – visual além de um museu caiçara que através do seu acervo resgata a cultura e conta um pouco da história dos caiçaras.

[1] Fundação Pró – Tamar. Rua Antonio Athanásio n° 273, cep 11680-000 Ubatuba – SP. Fone/Fax: 0XX124326202, Email: tamaruba@iconet.com.br [2] Projeto Tamar – IBAMA. Rua Antonio Athanásio nº 273, cep: 11680-000 Ubatuba – SP. Fone 0XX124327014

As visitas feitas por escolas e universidades ou por grupos acima de 10 pessoas, são acompanhadas por técnicos do Tamar ou estagiários devidamente treinados que passam as informações pertinentes de maneira formal, através de palestras que duram aproximadamente 1 hora.

As visitas feitas por turistas e moradores locais também são monitoradas por técnicos ou estagiários, no entanto as informações são passadas de maneira informal, sem a provisão de palestras.

Resultados

Entre 1996 e 1998 144.989 pessoas entre estudantes, turistas e moradores locais visitaram a base do Tamar (TAMAR,1996/1997/1998), deste total, 85% pertencem ao grupo formado por turistas e moradores locais enquanto que o restante, 15%, é formado por estudantes que visitaram o Tamar acompanhados por suas respectivas escolas e universidades.

È necessário ressaltar que entre o ano de 1996 e 1998, o número total de pessoas que visitaram a base do Tamar aumentou 114,46%

Discussão

Considerando a necessidade de alertar e conscientizar as pessoas sobre a importância da conservação de fauna e admitindo o grande número de visitantes recebidos na base do Projeto Tamar – IBAMA em Ubatuba todos os anos e principalmente o aumento observado nesse número entre 1996 e 1998, fica evidente a importância do trabalho de educação ambiental que vem sendo desenvolvido junto a esses visitantes.

Conclusão

Levando-se em conta que a base do Projeto Tamar – IBAMA em Ubatuba recebe em média 48.330 visitantes anualmente e que a Agenda 21, elaborada durante a Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – Rio 92, afirma que é necessário sensibilizar o público sobre os problemas de meio ambiente e desenvolvimento, faze-lo participar de suas soluções e fomentar o senso de responsabilidade pessoal em relação ao meio ambiente e uma maior motivação e dedicação em relação ao desenvolvimento sustentável, podemos concluir que o trabalho de conscientização e educação ambiental desenvolvido pelos técnicos e estagiários do Tamar junto aos turistas, moradores locais e estudantes é de fundamental importância além de corroborar as diretrizes estipuladas pela Agenda 21 em seu capítulo 36 “Promoção do Ensino da Conscientização e do Treinamento”.

[1] Fundação Pró – Tamar. Rua Antonio Athanásio n° 273, cep 11680-000 Ubatuba – SP. Fone/Fax: 0XX124326202, Email: tamaruba@iconet.com.br [2] Projeto Tamar – IBAMA. Rua Antonio Athanásio nº 273, cep: 11680-000 Ubatuba – SP. Fone 0XX124327014

Bibliografia

MARCOVALDI, M.A & MARCOVALDI, G.G. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR – IBAMA. Biological Conservation ,91. 35-41, 1999

ONU. Organização das Nações Unidas. Agenda 21. Conferência da nações unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. (36) 353, 3 a 14 de junho ,1992

TAMAR. Relatório das Atividades de Educação Ambiental Desenvolvidas pelo Projeto Tamar – IBAMA / Fundação Pró – Tamar, Base de Ubatuba, São Paulo Durante o Ano de 1996

TAMAR. Relatório das Atividades de Educação Ambiental Desenvolvidas pelo Projeto Tamar – IBAMA / Fundação Pró – Tamar, Base de Ubatuba, São Paulo Durante o Ano de 1997

TAMAR. Relatório das Atividades de Educação Ambiental Desenvolvidas pelo Projeto Tamar – IBAMA / Fundação Pró – Tamar, Base de Ubatuba, São Paulo Durante o Ano de 1998

TAMAR. Revista do Tamar, nº 3, 1999

GIFFONI, B.B.; BECKER, J.H.; MACEDO, S.; GALLO, B.M.G. Educação ambiental na base do Projeto TAMAR – IBAMA em Ubatuba. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL,1., 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1999.

[1] Fundação Pró – Tamar. Rua Antonio Athanásio n° 273, cep 11680-000 Ubatuba – SP. Fone/Fax: 0XX124326202, Email: tamaruba@iconet.com.br [2] Projeto Tamar – IBAMA. Rua Antonio Athanásio nº 273, cep: 11680-000 Ubatuba – SP. Fone 0XX124327014

PROGRAMA DE ESTÁGIOS E TREINAMENTO DO PROJETO TAMAR – IBAMA BASE EM UBATUBA

MACEDO, S.[1]; BECKER, J. H.[2]; GIFFONI, B. B.[2]; GALLO, B. M. G.[2]

Introdução: A promoção do ensino, a necessidade de conscientização e a importância do treinamento são fatores vitais na transferência de conceitos formadores do novo modelo que se deseja implantar de consciência ambiental.(Agenda 21, 1992)

O Projeto - Tamar IBAMA, desde o início de seus trabalhos, tem associado Educação Ambiental às ações de conservação das tartarugas marinhas que vem sendo implementadas nos locais em que atua, melhorando a qualidade de vida das comunidades litorâneas que, desta forma, adquirem consciência ambiental, participando direta e efetivamente das estratégias de conservação. (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1999)

Complementar o ensino formal, clarificando o status das tartarugas marinhas no ecossistema e implementar atividades práticas em conservação são fundamentos do Programa de Estágios e Treinamento que, desde o início das atividades do Projeto Tamar – IBAMA, Base de Ubatuba em 1991, estão sendo utilizados.

Objetivos: Capacitar, treinar e qualificar estudantes universitários em programas de conservação das tartarugas marinhas.

Público – alvo: Estudantes universitários dos cursos de Ciências Biológicas, Oceanologia, Medicina Veterinária e outros ligados à temática ambiental.

Metodologia/ Etapas de desenvolvimento:

1) Atendimento e recepção dos solicitantes – Os estudantes solicitam através de cartas, telefone, internet ou pessoalmente, informações sobre o programa e recebem documentos para inscrição;

[1] Projeto Tamar – IBAMA. Rua Antonio Athanásio, nº 273, Cep: 11680-000 Ubatuba – SP.
Fone / Fax 0**124326202. Email: tamaruba@iconet.com.br
[2] Fundação Pró – Tamar. Rua Antonio Athanásio, nº 273, Cep: 11680-000 Ubatuba – SP.
Fone / Fax 0**124326202. Email: tamaruba@iconet.com.br

2) Avaliação e seleção – Os inscritos são selecionados após avaliação dos currículos e um questionário sobre as tartarugas marinhas que avalia o conhecimento e o grau de interesse do candidato;
3) Estágio e treinamento – Os selecionados, num programa com a duração mínima de um mês, acompanham e participam de todas as atividades técnicas de manejo e conservação (salvamento e marcação de tartarugas marinhas, manejo sanitário das tartarugas em cativeiro), de educação ambiental(conversas informais com pescadores e demais membros das comunidades, recepção de visitantes, escolares, turistas e público em geral) e das ações comunitárias do Projeto Tamar –IBAMA, Base de Ubatuba.

   São ministradas aulas, palestras pelos técnicos e pesquisadores do Projeto Tamar - IBAMA ou de outras instituições. Cada um dos estagiários apresenta um seminário, desenvolvendo um tema sobre tartarugas marinhas. Ao término do período de estágio é aplicado um novo questionário avaliatório. Um relatório final do estágio é feito pelo estudante habilitando-o a receber um certificado.

Resultados: A participação dos estudantes no Programa de Estágios e Treinamento vem aumentado a medida que se ampliam as atividades do Projeto Tamar- IBAMA, Base de Ubatuba. De 1991 a 1996, funcionando como uma estrutura física incipiente, o número de estágios concedidos foi de 28.A partir da instalação da Sede em 1996, foi possível ampliar a oferta de estágios. Entre o verão de 96/97 a julho de 1999, de 477 inscrições, foram selecionados 85 estudantes. O maior contigente de estagiários (71) é recebido no período de férias escolares (julho e temporada de verão). Os demais(14) são formandos que desenvolvem trabalhos de conclusão de curso. Quanto à origem, predominam os estudantes do Curso de Ciências Biológicas (67) de Medicina Veterinária(14), Oceanologia (3). (TAMAR, 1996, 1997,1998,1999)

Discussão e Conclusões: Através das respostas ao questionário final e, de forma bastante consistente, com a apresentação do relatório, é possível constatar a eficiência do Programa de Estágios e Treinamento.

---

[1] Projeto Tamar – IBAMA. Rua Antonio Athanásio, nº 273, Cep: 11680-000 Ubatuba – SP.
Fone / Fax 0**124326202. Email: tamaruba@iconet.com.br
[2] Fundação Pró – Tamar. Rua Antonio Athanásio, nº 273, Cep: 11680-000 Ubatuba – SP.
Fone / Fax 0**124326202. Email: tamaruba@iconet.com.br

Os estudantes evidenciam a importância e o impacto que a prática conservacionista acrescenta às informações acadêmicas. Passam a conhecer a organização e o funcionamento de um programa de conservação, preenchendo as lacunas existentes no conhecimento e nas habilidades, cruzando a fronteira conceitual entre a teoria e a prática científica.

Bibliografia

MARCOVALDI, M.A & MARCOVALDI, G.G. Marine Turtles of Brazil: the history and structure of Projeto TAMAR – IBAMA. Biological Conservation ,91. 35-41, 1999

ONU. Organização das Nações Unidas. Agenda 21. Conferência da nações unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento. (36) 353, 3 a 14 de junho ,1992

TAMAR. Relatório das Atividades de Educação Ambiental Desenvolvidas pelo Projeto Tamar – IBAMA / Fundação Pró – Tamar, Base de Ubatuba, São Paulo Durante o Ano de 1996

TAMAR. Relatório das Atividades de Educação Ambiental Desenvolvidas pelo Projeto Tamar – IBAMA / Fundação Pró – Tamar, Base de Ubatuba, São Paulo Durante o Ano de 1997

TAMAR. Relatório das Atividades de Educação Ambiental Desenvolvidas pelo Projeto Tamar – IBAMA / Fundação Pró – Tamar, Base de Ubatuba, São Paulo Durante o Ano de 1998

TAMAR. Relatório das Atividades de Educação Ambiental Desenvolvidas pelo Projeto Tamar- IBAMA / Fundação Pró – Tamar, Base de Ubatuba, São Paulo 3º trimestre 1999

MACEDO, S.; BECKER, J.H.; GIFFONI, B.B.; GALLO, B.M.G. Programa de estágios e treinamento do Projeto TAMAR-IBAMA base em Ubatuba. In: WORKSHOP DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1, 1999. Ubatuba. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1999.

---

[1] Projeto Tamar – IBAMA. Rua Antonio Athanásio, nº 273, Cep: 11680-000 Ubatuba – SP.
Fone / Fax 0**124326202. Email: tamaruba@iconet.com.br
[2] Fundação Pró – Tamar. Rua Antonio Athanásio, nº 273, Cep: 11680-000 Ubatuba – SP.
Fone / Fax 0**124326202. Email: tamaruba@iconet.com.br

CONSERVAÇÃO E MANEJO DAS TARTARUGAS MARINHAS: RESULTADOS PARA A TEMPORADA REPRODUTIVA 1997/98 NO LITORAL NORTE DA BAHIA.

SANTOS, A.S.[1]; WANDERLINDE, J.[1]; LIMA, E. P.[2]

Palavras-chaves: tartarugas marinhas, conservação, manejo

INTRODUÇÃO

Criado em 1980 com o intuito de proteger e recuperar as populações de tartarugas marinhas que utilizam a costa brasileira para reprodução e alimentação, o Projeto Tartaruga Marinha (Projeto TAMAR-IBAMA) realizou inicialmente um levantamento para determinar quais as espécies de tartarugas marinhas existentes no país, seu período de desova e comportamento reprodutivo, mapeando os principais sítios de reprodução destes animais.

O litoral norte do estado da Bahia conta com 4 Bases, a saber: Arembepe (e sub base de Itapuã), Praia do Forte (e sub base de Santo Antônio), Subaúma e Sítio do Conde (e sub base de Mangue Seco). Caracteriza-se por ser uma das principais áreas remanescentes de desova de *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* no país. Em menor número ocorrem as espécies *Lepidochelys olivacea* e *Chelonia mydas*.

METODOLOGIA

Seguindo metodologia padrão, as desovas foram protegidas utilizando-se 3 técnicas de conservação de desovas adotados pelo TAMAR, a saber: deixada no local original de postura, técnica de conservação conhecida por "IN SITU" (I); transferidas (manejadas) para uma área segura, que podem ser cercados de incubação localizados na praia e expostos à sol e chuva plenos (técnica de conservação chamada TRANSFERIDO PARA CERCADO (T)); ou determinadas áreas da praia, previamente escolhidas (técnica de conservação chamada TRANSFERIDO PARA PRAIA (P)).

Todas as manhãs, no período de setembro a março, as praias foram percorridas por técnicos e pescadores para verificar a ocorrência de desovas e/ou eclosão de ninhos na noite anterior. Os cercados de incubação foram monitorados durante a noite, para a verificação de nascimentos, visando a liberação imediata dos filhotes.

As desovas I e P foram marcadas com estacas numeradas, e nas áreas com predação animal protegidas com uma tela plástica. Os ninhos foram acompanhados periodicamente até completarem 40 dias de incubação, quando então passaram a ser vistoriados diariamente até o momento de nascimento dos filhotes, constatado pela presença de pequenos rastros na superfície da areia deixados pelos filhotes recém nascidos durante a caminhada para o mar

As desovas manejadas de forma T foram enterradas em cercados de incubação, onde tentou-se reproduzir ao máximo as condições naturais tais como forma do ninho, profundidade, temperatura, umidade e granulometria da areia. Os ovos foram contados a medida que foram enterrados e cada ninho recebeu uma tela circular com um número de identificação ao seu redor. Esta tela tinha aproximadamente 50 cm de diâmetro e 50 cm de altura, visando reter os filhotes após o nascimento, para contagem, identificação da espécie e soltura imediata dos mesmos em um trecho seguro de praia.

[1] Fundação PRÓ-TAMAR - Caixa Postal 2219 - Rio Vermelho - Salvador/BA - 40210-970 - tel 71 876 1045
E-mail: protamar@e-net.com.br
[2] Projeto TAMAR-IBAMA - Caixa Postal 2219 - Rio Vermelho - Salvador/BA - 40210-970 - tel 71 824 1049
E-mail: arembepe@e-net.com.br

As desovas manejadas de forma T e P foram transportadas em caixas de isopor com capacidade de 12 litros, tendo sido tomado o cuidado para evitar a rotação dos ovos, fator este que afeta negativamente a taxa de eclosão.

No dia seguinte ao nascimento dos filhotes, independente do tipo de manejo adotado, os mesmos foram abertos e o número de filhotes vivos encontrados retidos foi determinado, visando o cálculo da taxa de eclosão do ninho.

Todas as desovas tiveram os dados anotados em uma ficha padrão. Os dados de taxa de eclosão foram transformados usando "Transformação Arco-Seno" (ZAR, 1984), para o cálculo das médias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante o período foi registrado um total de 1.898 desovas. Destas, 47,4% (n= 1.021) foram protegidas utilizando a técnica de conservação I; das desovas restantes, 40.7% (n= 877) foram manejadas da forma T e 11,9% (n= 257) foram manejadas da forma P, situação oposta às demais temporadas anteriores, quando grande parte das desovas foram transferidas para os cercados de incubação ou praia (D'AMATO & SILVEIRA, 1997; D'AMATO et al. 1995). Por ter interferência antrópica mínima no processo de incubação dos ovos, a técnica de conservação I é a mais eficaz, desde que as condições físicas da praia sejam favoráveis e a predação natural controlada.

Foram liberados cerca de 143.074 filhotes, na sua grande maioria da espécie *C. caretta*- espécie também predominante em número de desovas, seguido por filhotes de espécie não identificada e por filhotes de *E, imbricata*. Para as áreas que não tiveram seus ninhos monitorados, foi feita uma estimativa do número de ovos e da taxa de eclosão, usando-se para tal a média de 120 ovos por ninho e uma taxa média de eclosão de 65%, baseado em resultados de temporadas anteriores (D'AMATO & SILVEIRA, op.cit.; MARCOVALDI & LAURENT, 1996) e presente.

Para a espécie C. *caretta*, as médias para o tempo de incubação situaram-se entre 48,4 dias (média registrada para ninhos T na base de Sítio do Conde) e 50,8 dias (para a técnica de conservação I na sub base de Santo Antônio). O Tempo de Incubação Pivotal, isto é, a quantidade de dias de incubação que corresponde a Temperatura Média de Incubação de 29,2 °C, onde a razão sexual é de 50% (acima desta, aumenta-se a produção de fêmeas e abaixo a de machos), encontrado na Bahia para esta espécie foi de 59 dias, segundo o método Marcovaldi, o que nos permite aferir que a grande maioria dos filhotes nascidos nesta temporada sejam fêmeas. (MARCOVALDI et al., 1997).

Para a espécie *E. imbricata* foram registrados Tempos Médios de Incubação variando entre 48,8 dias para o tipo de manejo T na sub base de Mangue Seco e 56 dias para o tipo de manejo P na base de Praia do Forte. Para esta população, segundo GODFREY et al, in press, o tempo pivotal de incubação é de 62,8 dias e a temperatura de incubação pivotal de 29,7 °C.

L. olivacea tem seu principal sítio de desova no estado de Sergipe, tendo sido registrados somente desovas esporádicas em outros pontos da costa brasileira monitorados pelo TAMAR. Na Bahia, seu principal ponto de concentração se dá justamente na sub base de Mangue Seco, região de divisa entre a Bahia e Sergipe. Para esta sub base, é usada a técnica de conservação T, para a qual registrou-se um Tempo Médio de Incubação de 48,6 dias. Ainda não foram determinados a Temperatura Pivotal e Tempo Pivotal de Incubação para esta espécie no Brasil.

Sabe-se que a determinação sexual para as tartarugas marinhas é dependente da temperatura em que os ovos são incubados, não tendo cromossomos sexuais diferenciados morfologicamente (DAVENPORT, 1997). As diferenças observadas entre os Tempos Médios de Incubação para as diferentes técnicas de conservação utilizadas situaram-se bem abaixo do Tempo de Incubação Pivotal conhecido para a população brasileira de C *caretta* e *E. imbricata* (MARCOVALDI et al. 1997). Isto evidencia a eficiência das técnicas de conservação adotadas, quanto à não interferência na razão sexual destas populações.

Para esta temporada de desova, as Taxas Médias de Eclosão para *C. caretta* variaram de uma mínima de 30 % observada para a técnica de conservação T na Base de Subaúma e 75,9 % para a técnica de conservação I na sub base de Santo Antônio.

Para a espécie *E. imbricata*, a menor Taxa Média de Eclosão encontrada foi de 6,9 % para a técnica de conservação P na Base de Arembepe e a maior foi de 65,9 % para a técnica de conservação I na sub base de Santo Antônio.

L. olivacea, na sub base de Mangue Seco apresentou uma Taxa Média de Eclosão de 73,8 % para a técnica de conservação T.

Assim como o Tempo Médio de Incubação, a Taxa Média de Eclosão variou conforme a base, a espécie e a técnica de conservação adotada. De uma forma geral as Taxas Médias de Eclosão para uma determinada espécie dentro de uma mesma base não mostraram grandes diferenças entre si, principalmente quando os tamanhos das amostras para as diferentes técnicas de conservação eram parecidas. Normalmente as técnicas de conservação T e P apresentam uma taxa de eclosão menor que a encontrada para a técnica I, pois sabe-se que a manipulação dos ovos pode causar o descolamento do embrião e consequentemente a morte do mesmo (MARCOVALDI & LAURENT, 1996). Porém, sabendo-se que as desovas de tartarugas foram manejadas somente quando as mesmas corriam riscos, torna-se claro seu valor como estratégia de conservação. Outro fator pode estar relacionado ao tempo transcorrido entre a postura dos ovos e a transferência dos mesmos, sendo estes valores inversamente proporcionais (MARCOVALDI & LAURENT, op. cit).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

D'Amato, A. & A.M.R. Silveira, 1997. Relatório das atividades desenvolvidas pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante a campanha 96/97 no estado da Bahia Não publicado

D'Amato, A. ; A.M.R. Silveira & J.C. Gonchoroski, 1996. Relatório das atividades desenvolvidas pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante o período reprodutivo 1994-1995 no estado da Bahia. Não publicado.

Marcovaldi, M.A. & A. Laurent. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology, 2 (1): 55-59.

Marcovaldi, M.Â.; M. H. Godfrey & N. Mrosovsky. 1997. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations. Can. J. Zool. 75:755-770.

Godfrey, M.H.; D'Amato, A.F.; Marcovaldi, M.Â.; Mrosovsky, N. Pivotal temperature and predicted sex ratios of hawksbill turtle hatchlings from Brazil. In press Canadian Journal of Zoology

Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. Prentice-Hall, Engelwood Cliffs, N.J.

Davenport, D. 1997. Temperature and the life-history strategies of sea turtles. J. Therm. Biol. 22 (6): 479-488

224- ASPECTOS DA BIOLOGIA REPRODUTIVA DA TARTARUGA CABEÇUDA, *Caretta caretta* (REPTILIA: CHELONIA) EM ITAÚNAS, ESPÍRITO SANTO.

José A.P. Schineider[1], Cecília Baptistotte[2] e Márcia Ledermann[3]
[1]UFES/CEP29060-420 Vitória /ES. Revizee@npd.ufes.br
[2] Projeto TAMAR/CEP 29900-970 Linhares/ES. tamares@tropical.com.br

A tartaruga cabeçuda ***Caretta caretta*** é uma espécie relativamente comum do oceano Atlântico. No Brasil, a desova de ***C. caretta*** ocorre predominantemente do norte do estado do Rio de Janeiro ao estado de Sergipe. O presente estudo objetivou avaliar alguns aspectos reprodutivos da ***C.caretta*** para a população que desova na área monitorada pela Base de Itaúnas do Projeto TAMAR-IBAMA, que cedeu os dados analisados neste trabalho. A desova de ***C. caretta*** foi estudada entre setembro de 1991 e março de 1997. Neste período registrou-se 332 casos de desova. As maiores ocorrências de desovas foram observadas para as temporadas 92/93 e 94/95, respectivamente com 87 ninhos (26,2% do total) e 88 (26,5% do total). O pico de desova ocorreu no mês de novembro. O tempo de incubação dos ovos variou de 46 a 74 dias. Observou-se uma média de 117, 9 ovos por desova, sendo obtidos no total 39,145 ovos. A taxa de eclosão dos ninhos variou de 0,0% a 100%, sendo a média 75,26%. A área caracterizou-se como importante para desova de ***C.caretta***. Numa escala reduzida, outras espécies de tartarugas também co-ocorrem com ***C. caretta***: ***Eretmochelys imbricata*** e ***Lepidochelys olivacea***. A proteção desta área é de importância a continuidade do ciclo reprodutivo das tartarugas marinhas no Brasil.

SCHINEIDER, J.A.P.; BAPTISTOTTE,C.; LEDERMANN, M.R. Aspectos da biologia reprodutiva da tartaruga cabeçuda, Caretta caretta (Reptilia: Chelonia) em Itaúnas, Espírito Santo, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 12., 1999, Feira de Santana. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1999, p.408. ref.244.

“NEM TUDO QUE CAI NA REDE É PEIXE”

Fundação Pró-TAMAR

As Tartarugas Marinhas são répteis que estão na Terra há cerca de 150 milhões de anos. Resistiram a drásticas modificações, assistindo ao aparecimento e à extinção de diversos animais como por exemplo, os dinossauros. Apesar de abundantes, não resistiram à ação do homem moderno. O hábito de matar as fêmeas durante a desova, a coleta dos ovos, a pesca predatória e o comércio dos produtos feito com seu casco, aliado à ocupação desordenada das praias e à poluição, foram fatores determinantes para o quase desaparecimento destes animais. Em 1980 foi criado projeto TAMAR/IBAMA, com a finalidade de restabelecer o ciclo de vida desses animais. Usando a Educação Ambiental como uma das principais ferramentas na luta pela preservação dessas espécies, todas ameaçadas de extinção no Brasil e no mundo, o Projeto TAMAR vem apostando na conscientização das comunidades costeiras, através de um programa integrado com os moradores das regiões onde atua, além de turistas, estudantes e sociedade em geral. O vídeo “NEM TUDO QUE CAI NA REDE É PEIXE”, é o produto de uma campanha para recuperar as Tartarugas Marinhas capturadas acidentalmente em diversas artes de pesca. Através da animação e bom humor, os apresentadores do “JORNAL DA TARTARUGA” contam um pouquinho da história do TAMAR e ensinam primeiros socorros para salvar tartarugas afogados em redes de pesca, hoje consideradas uma das principais ameaças à sobrevivência desses animais.

Caixa Postal 2219 Salvador-BA CEP:40210-970
E-mail: protamar@e-net.com.br

TAMAR. Nem tudo que cai na rede é peixe. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 8., 1999. Recife. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1999, p 62.

Research and Management Techniques for the Conservation of Sea Turtles
K. L. Eckert, K. A. *Bjorndal, F. A. Abreu-Grobois,* M. *Donnelly (Editors)*
IUCN/SSC Marine Turtle Specialist Group Publication No. 4, 1999

Reducing Threats to Turtles

Maria Angela Guagni dei Marcovaldi and Joca C. A. Thome
Fundação Pró-TAMAR, C.P. 2219, Salvador-Bahia, CEP 40210-970 Brazil; Tel: +55 (71) 876-1020 /-1045/-1113; Fax: +55 (71) 876-1067; email: protamar@e-net.com.br

Around the world, the survival of seven species of sea turtle is threatened by a variety of man-induced factors, including the direct and indirect harvest of adults and juveniles (see Oravetz, this volume), threats to eggs and hatchlings (see Boulon, this volume; Mortimer, this volume), the degradation or loss of nesting habitat (see Witherington, this volume), and pollution of the seas (see Gibson and Smith, this volume). Perhaps no threat is as pervasive and devastating to declining populations as the persistent take of adult and juvenile turtles. The take continues, often in contravention of existing national and international legislation, largely because of familiar and ineffective "top-down" approaches to conservation, and a lack of grassroots support for or understanding of conservation initiatives. In response, conservation organizations and regulatory agencies alike are investing heavily in community-based conservation (see Frazier, this volume). Community-based conservation involves changing habits and outlooks, neither of which happens easily.

Changing Habits

One of the greatest and most complex challenges to the long term conservation of sea turtles is changing the habits of coastal communities in which natural resource use is a vital source of income and essential to survival. Conservation of endangered species has traditionally implied interfering with human survival in such communities. It is necessary to change the paradigm that conservation is a barrier to human survival, or to socio-economic development. Local people who depend on these creatures for their livelihood must be drawn into conservation and research programs which generate direct and indirect benefits to their communities. This is the only way to immediately address the challenge without negatively affecting the socio-economic structure (or potential) of those involved in natural resource use.

Assess and Understand Primary Community Needs, as Well as Potential Program Benefits

In establishing a conservation program, it is essential to evaluate all pertinent socio-cultural issues. To propose viable alternatives, it is necessary to learn about and understand the most important needs of each community, respect local culture, and analyze the role of sea turtles in generating family income. Creating jobs and new environmentally friendly sources of income tailored to each individual community are realistic ways of promoting the conservation not only of sea turtles, but of the ecosystem as a whole.

Alternative ways of life can only be identified and understood when program managers live in local communities. By participating in local celebrations and meetings, witnessing day-to-day problems, identifying natural leadership and organized groups, and helping whenever possible, communication with residents is increased. The information obtained from these interactions is valuable in evaluating practical measures intended to compensate for previous harvesting activities. Community involvement also allows the program to represent or aid the communities in gaining support from government and non-government organizations involved with sustainable development, health, education, and, consequently, conservation.

Program managers and participants should support existing community organizations, such as residential associations, groups of fishermen, schools, cooperatives, and regional producers; to encourage the formation of such groups where they do not already exist so that collectively beneficial activities are carried out; and to actively participate in commu-

nity and environmental councils at local, state, and federal levels, as a means of sharing responsibility and obtaining more support for and knowledge of measures required for implementing conservation programs.

Develop Alternative Programs and New Sources of Income

Program activities can increase community involvement if local circumstances (training, available materials) are considered. Such activities, ranging from production to education, can provide income and disseminate information and culture, heightening environmental consciousness and preparing new generations for the future. Production and marketing of conservation oriented products based on species conservation programs has provided an alternative for financing such activities through a direct relationship with the communities, where profit is reinvested in education, health, jobs, and training. With these objectives in mind, small companies producing clothing (T-shirts, hats, beach wear) or artisan groups may be organized by the conservation program or encouraged to work as cooperatives or individually, always aiming to include as many people as possible.

Before initiating such activities, a budget must be projected which will support them until they become self-sufficient. There are many ways of financing specific social programs, including various inter-governmental development banks, non-government organizations, and government sources. Integrated activities, such as the production of T-shirts in cooperation with a paper recycling group whose product is used as packaging, make more efficient use of local talent, increase profitability and broaden the educational scope of the program. Selective garbage collection is required for paper recycling, and thus those responsible for one project must become involved in related projects, enabling the system to function as a whole.

Many lucrative activities can be carried out by children and young people, as long as these jobs do not replace school (which often happens in developing countries). The formation of links between sea turtle conservation and tourism in suitable communities (that is, in communities where essential infrastructure, including access, is available) can involve a significant percentage of the population and fuel local economies. These endeavors *(e.g.,* small permanent visitor's centers, museums, bars, bed and breakfast facilities, restaurants, craft outlets) should aim to provide direct benefits to each community. Economic exploitation "from the out side to the inside", where only a small part of the profits effectively reach the communities, is counterproductive and should be avoided.

Visitor's centers in areas of program activity provide opportunities for direct contact between residents, visitors, and sea turtles. Such centers, which may include a small museum, retail store(s), display tanks containing local species in various life cycle stages, and signs explaining species biology and status, as well as program activities, are important tools for education and fund-raising campaigns. They must be adapted to local characteristics, ranging accordingly from small structures tailored to local demands, to more sophisticated projects capable of accommodating large numbers of tourists. The museum may serve multiple purposes, sponsoring activities such as video clubs, art centers, and school group presentations.

Hiring fishermen to carry out sea turtle conservation and management activities not only provides an alternative source of income, it also makes future resource administration by the community possible. Providing information about more efficient and responsible fishing methods may improve local living conditions and avert stock depletion. Other ecologically viable solutions include changing habits and implementing nontraditional activities, such as managed fisheries, thus exposing young fishermen to conservationist views.

Changing Outlooks

In establishing conservation programs, it is important to identify where gaps exist in the knowledge of the constituencies being addressed. Local communities are indispensable to conservation programs, as are other sectors of society, including politicians, corporate interests, the scientific community, foundations, donors, sponsors, and opinion-makers in general. Public support perpetuates the conservation program, and, consequently, enhances the survival of sea turtles and other target resources.

Those responsible for technical and legal aspects of conservation (legislation in priority feeding and breeding areas, creation of national parks and biological reserves), are often physically distant from the problem, or may not possess basic information on the subject. This is also the case with foundations and sponsors (government, non-government), as well as coastal landowners and developers. As a deeper un-

derstanding of (and public approval of) the pertinent issues increases, leverage is gained for achieving advances in all aspects, including improving legislation, securing financial resources, and garnering further private and public sector support.

It is increasingly important for conservation program managers to understand that technical work plans and personal dedication are insufficient for success. It is essential that the process of securing financial resources for conservation activities be professional and viable. Involvement of executive directors must be complete, integrated to all aspects required for successful project completion, and not only those linked to academia, administration, or conservation. There are many formal and informal ways of promoting environmental consciousness and consequent increases in favorable public opinion.

Environmental Communication and Education

Promotion and development of educational campaigns can be undertaken using various communication tools, such as marketing (publicity, public relations, events, merchandising), mass media (radio, television, newspapers, magazines) and others, including multi-media, flyers, posters, exhibits, oral presentations, debates, and publications regarding program initiatives. Many politicians, businessmen, and institutional leaders, among others, possess neither the opportunity nor the will to learn about conservation program initiatives, including field activities. These are usually carried out in remote areas which are difficult to reach and offer limited accommodations. Therefore, it is important to "bring" these programs to all relevant sectors, using the means described above.

Media interest in environmental issues is on the rise, and can be taken advantage of by providing information regularly to media channels. This presents a difficult task for program directors, whose professional education typically has not included this process. Nevertheless it is as important as field work, for distribution and granting of financial resources, as well as public approval, are often heavily influenced by media coverage. Conservation programs must absorb and use all of the modern communications tools available, just as other public and private institutions do.

The relative ease with which sea turtles can be photographed or filmed, as compared to other wild animals, is a positive aspect of using visual images in publicity campaigns. Images of females nesting, juveniles diving and foraging, and hatchlings crawling to the sea have great visual appeal, and are thus capable of positively influencing public opinion. Incorporating these images in public events, campaigns, T-shirts, festivals, and handicrafts, as well as publicizing the idea of conservation and encouraging various sectors of society to support it, also benefits local community members who emphasize the familiar images in their own marketing initiatives.

Sponsors are more interested in financing programs that provide potential market advantages, where results and achievements can be publicized. Publicity increases institutional, financial, and political credi-bility. Thus, the "image" of the program must be val-ued as much as possible. By creating an exclusive logo that identifies the program, it is even feasible to partially finance field work by charging royalties and licensing the logo's use. Programs with well estab-lished images are also more easily publicized.

Short institutional videos (12-20 minutes) focusing on project aspects and sea turtle biology are an effective means of presenting a conservation program. Technical films, often too long and too detailed, are not as effective for most viewers. To most efficiently counter the persistent lack of funding besieging conservation, promotional videos and films should be generic and simple, so as to be useful in various situations (communities, sponsors, schools and universities, government and non-government institutions; the videos can also be sold).

A high quality photographic collection is essential for organizing exhibits and talks. It is also useful for compiling teaching materials *(e.g.* pamphlets, posters) and providing images to newspapers and magazines. Those working in the field are most likely to document natural phenomena; thus, it is always a worthwhile investment to include high quality photographic and video equipment in the project budget. Presentations which include photographs, videos, multi-media and other resources in well visited areas *(e.g.* aquaria, museums, schools and universities, retail malls) also increase public awareness of sea turtle conservation.

Support for the conservation program in terms of the legal aspects of protection is secured through a steady and constant relationship with Government. Sea turtle conservation is also promoted by employing lobbying techniques that seek to educate government sectors and demonstrate that cooperation is possible. It is also important to involve renowned politicians in environmental issues, to participate in deci-

sion making, and to share positive results. A priority in meeting program goals should be to undertake an educational campaign that makes use of media channels targeting particular constituencies, such as the policy-making community.

At the grassroots level, integrating the program into daily life ensures that new generations are raised with a more conservationist outlook. Applied methods of environmental education include specific courses and activities *(e.g.* paper recycling, selective garbage collection, junior ecological tour guiding, community gardens) that involve youth groups. It is also useful to include local inhabitants in enjoyable program aspects, such as the release of hatchlings. In this way, sea turtles act as "flagship species", encouraging a general ecological sensitivity and concern. Isolated conservation programs which do not have public support become fragile and vulnerable. Chances for long-term success are increased by support on all levels, from ministers to fisherman.

Secondary and University Student Training Programs

Training programs and internships for secondary, university, or post-graduate students provide practical experience and are vital in educating future conservationists and natural resource managers. Interns should be exposed not only to sea turtle biology, but also to the realities and difficulties of conservation programs. Courses taught in school do not often include community interaction, fund-raising, and institutional representation in varying real life situations. At the same time, programs must also make research that complements conservation activities a priority. Technical cooperation and partnerships with local and international universities are indispensable in this respect. Universities, besides being focused research institutions, are endowed with financial and human resources usually unavailable to conservation programs.

Evaluating Success

The following milestones should be taken into consideration when evaluating program success: (1) the number of community members involved in the program's conservation, production, and marketing efforts and other related services, or receiving indirect benefits from the program; (2) improvements in quality of life at the community level (*e.g.* education, per capita income, access to consumer goods, health); (3) a decline in the number of nests poached, nesting females killed, and animals captured accidentally or intentionally during fishing; (4) the implementation of specific, effective legislation for the protection of sea turtles; (5) creation of and support for protected areas benefitting sea turtles; (6) profit generated by program products, and the percentage invested in the protection of sea turtles and in local community programs; and (7) an increasing number of community members and others familiar with the sea turtle conservation program.

Acknowledgments

The authors wish to thank Otto Freitas for his help in the final text (Portuguese version) and Eugenia Naro, Alexandre Silveira and Manjula Tiwari for the translation to English.

Artigos Internacionais

BELLINI, C.; SANCHES, T.M. First record of a loggerhead marine turtle in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil, **Marine Turtle Newsletter**, Scotland, n.79, p.22, 1998.

FORTES, O; PIRES, A.J.; BELLINI, C. Green turtle, Chelonia mydas, in the Island of Poilão, Bolama-Bijagós Archipelago, Guinea-Bissau, West Africa. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.80, p.8-10, 1998.

LUM, L.L., LIMA; E.H.S.M., SANTOS, A. Green turtle tagged in Brazil recovered in Trinidad. **Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.82, p.9. 1998.

MARCOVALDI, M.Â.; BAPTISTOTTE, C.; CASTILHOS, J. C. de; GALLO, B. M. G.; LIMA, E. H. S. M.; SANCHES, T. M.; VIEITAS, C. F. Activities by Project TAMAR in Brazilian sea turtle feeding grounds. **Marine Turtle Newsletter**, Scotland, n.80, p. 5-7, 1998

Eventos Internacionais

MARCOVALDI, M. Â.; BARATA, P. Nesting biology of the sea turtle Caretta caretta at Praia do Forte, Bahia, Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 16., 1998. **Proceedings...,** Miami: U.S. Department of Commerce, 1998, p 95-97. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-412.

MARCOVALDI, M. Â.; SILVA, A. C. C. D. da; GALLO, B. M. G.; BAPTISTOTTE, C.; VIEITAS, C. F.; BELLINI, C.; LIA, E. H. S. M.; CASTILHOS, J. C. de; THOMÉ, J. C. A.; SANCHES, T. M. Sea turtle feeding grounds of Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 18., 1998. Sinaloa. **Proceedings...**, [S.l.: s.n.], 1998, p 87.

Eventos Nacionais

BARATA, P. Estimação do número de tartarugas marinhas desovando em uma praia em uma temporada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p 286. ref.1123.

BARATA, P. C. R.; GALLO, B. M. G.; SANTOS, S. dos; AZEVEDO, V. G.; KOTAS, J. E. Captura acidental da tartaruga marinha Caretta caretta (Linnaeus, 1758) na pesca de espinhel de superfície na ZEE Brasileira e em águas internacionais. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande do Sul. **Anais...**, Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Rio Grande, 1998. p 579-581.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Temporadas reprodutivas da tartaruga marinha Chelonia mydas no Atol das Rocas, RN, Brasil- Uma síntese de 1982 a 1997. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998, Rio Grande. **Resumos Expandidos...**, Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, 1998,. p 335-337.

CASTILHOS, J. C. de; SILVA, A. C. C. D. da. Análise comparativa de ninhos transferidos e ninhos mantidos "in situ" das espécies Lepidochelys olivacea e Caretta caretta durante temporada reprodutiva de 96/97. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p 289. ref.1137.

GELLI, V. C.; PEREIRA, R. T. L.; GIFFONI, B. B.; ALVES, M. R. P. Caracterização da mitilicultura no litoral norte de São Paulo. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Rio Grande, 1998, p 585-586.

GIFFONI, B. B.; GELLI, V. C.; GALLO, B. M. G. Mitilicultura, uma alternativa de renda ao pescador artesanal. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Rio Grande, 1998, p 653-654.

MARCOVALDI, G. M. F. G. dei; BELLINI, C.; SANCHES, T. M. A importância da fotografia e do vídeo como metodologia de estudo das tartarugas marinhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998. p 359. ref.1404.

MARCOVALDI, M. Â. G. dei.; D'AMATO, A. F. Estudo comparativo do sucesso de eclosão para diferentes tipos de manejo de ninhos da espécie Caretta caretta na Base do Projeto TAMAR/IBAMA de Praia do Forte, Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p 285. ref.1120.

MORAES-NETO, M. A.; D'AMATO, A. F. Eficácia clínica do tratamento da papilomatose cutânea associada à Klebsiella spp em tartarugas marinhas (Chelonia mydas e Eretmochelys imbricata) com autovacina bacteriana. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLÓGICOS, 22., E ENCONTRO INTERNACIONAL DE ZOOLÓGICOS, 4., 1998. Salvador. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1998.

MORAES-NETO, M. A.; D'AMATO, A. F. Isolamento de Klebsiella sp associada à papilomatose cutânea em tartarugas marinhas Chelonia mydas e Eretmochelys imbricata. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLÓGICOS, 22., E ENCONTRO INTERNACIONAL DE ZOOLÓGICOS, 4., 1998. Salvador. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1998.

MOREIRA, L. M. de P.; BAPTISTOTTE, C.; ALMEIDA, L. A. S. Conservação e manejo de desovas de Caretta caretta e Eretmochelys imbricata na Base Experimental do sul da Bahia nas temporadas reprodutivas de 94/95, 95/96 e 96/97. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p 289. ref.1138.

SANCHES, T. M.; BELLINI, C. Estudo de juvenis de tartarugas marinhas (Eretmochelys imbricata e Chelonia mydas) no Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Resumos Expandidos...**, Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, 1998, p. 221-223.

SANCHES, T. M.; BELLINI, C. Impactos sobre tartarugas marinhas causados por explosões: um estudo preliminar em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p 288. ref.1134.

SANTOS, S. M.; ROSA, F. J. S.; FRAGA, R. T.; SILVA, A. C. C. D. da. Obtenção de sementes e cultivo larval de ostras Crassostrea rhizophorae, em laboratório. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 10., 1998. Recife. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 1998, p 181.

SILVA, A. C. C. D. da; FRAGA, R. T. Identificação de espécies de peixes capturados na pesca com redes de emalhar realizada por canoas no entorno da reserva Biológica de Santa Isabel-SE. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Resumos...,** Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, 1998, p 639-640.

SILVA, A. C. C. D. da; FRAGA, R. T. Levantamento de elasmobrânquios capturados dentro das três milhas do litoral norte de Sergipe. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...,** Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p 248. ref.976.

SILVA, A. C. C. D.; FRAGA, R. T.; OLIVEIRA, J. T de; OLIVEIRA, F. L. das C.; NASCIMENTO, K. C. S. Projeto TAMAR e Programa de Visitas Orientadas/ Ecoturismo em Pirambu-SE. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE NA BAHIA, 1., 1998. Feira de Santana. **Anais...,** Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, 1998, p 23-25.

SILVA, A. C. C. D. da; SANTOS, S. M.; FRAGA, R. T. Introdução da ostreicultura em comunidades no estuário do Rio São Francisco, fixação e crescimento de ostras Crassostrea rhizophorae. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 10., 1998. Recife. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 1998, p 182.

SILVEIRA, A. M. R.; MARQUES, C. C.; SIMÕES, F. M.; RAUBER, F. F.; MARCOVALDI, M. Â. Resultados da campanha reprodutiva 1996/1997 de tartarugas marinhas no litoral de Camaçari, Bahia. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...,** Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p.285. ref.1121.

Dissertações de Mestrado

REITH, D. B., 1998. 57f. **Estudo comparativo do sucesso da eclosão de ninhos da tartaruga marinha** Caretta caretta **(Linnaeus, 1768) nos três tipos de manejo utilizados pelo Projeto TAMAR-IBAMA em Povoação, ES.** Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, RGS, 1998.
Disponível na Base: Comboios-ES

Revistas do TAMAR

Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 2, Número 2, 1998.

Boletins TAMAR

TAMAR, 1998. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano II, Número 4, Janeiro.

TAMAR, 1998. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano II, Número 5, Junho.

TAMAR, 1998. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano II, Número 6, Setembro.

TAMAR, 1998. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano II, Número 7, Dezembro.

Vídeos

TAMAR, 1998. TAMAR 18 anos. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 15 minutos.
palavras chave: **tartarugas marinhas**, conservação, manejo, **Cc, Cm, Dc, Ei, Lo, BR**
Disponível na Base: Praia do Forte

TAMAR, 1998. Nem tudo que cai na rede é peixe. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 6 minutos.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, manejo, metodologia, **captura acidental**, BR
Disponível na Base: Praia do Forte

TAMAR, 1998. TAMAR apresenta Fernando de Noronha: 500 anos. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 25 minutos.
palavras chave: **tartarugas marinhas**, conservação, reprodução, alimentação, Cm, Ei, FN
Disponível na Base: Fernando de Noronha

TAMAR, 1998. Tartaruga Marinha & Valorização Cultural - TAMAR Sergipe. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 7 minutos.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, **valorização cultural**, SE
Disponível na Base: Pirambu

TAMAR, 1998. Projeto TAMAR FOTOPOLUIÇÃO. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR.
palavras chave: tartarugas marinhas, **fotopoluição**, educação, BR

Bellini, C., and T. M. Sanches. 1998. First Record Of A Loggerhead Turtle In The Fernando De Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter 79:22.

FIRST RECORD OF A LOGGERHEAD TURTLE IN THE FERNANDO DE NORONHA ARCHIPELAGO, BRAZIL

On 21 September 1995, a loggerhead sea turtle, *Caretta caretta*, was recorded on video in the Fernando de Noronha Archipelago, at a depth of 14 m, in a place known as Pedras Secas (03o51'00" S, 32o22'04" W). The site is frequently visited by SCUBA-diving companies. The video runs for approximately five minutes. The video indicates that the turtle was not tagged, it was in apparent good health, and it lacked any evidence of injury. Comparing the size of the turtle to the size of the divers, we estimate that it was an adult and probably a female (based on the absence of a long tail).

Fernando de Noronha is a nesting area for green turtles, *Chelonia mydas*, and a feeding area for green and hawksbill, *Eretmochelys imbricata*, turtles (Bellini and Sanches, 1996). There is only one record of a leatherback turtle, *Dermochelys coriacea*, and one of an olive ridley, *Lepidochelys olivacea*, in Fernando de Noronha; both turtles were incidentally captured in fishing nets in the vicinity of the archipelago (Bellini and Sanches, 1997). Prior to September 1995, loggerheads had never been documented.

Of the five species of sea turtle found in Brazil, the loggerhead is the most common along the continental coast. Its main nesting areas are located in the State of Bahia, including the Abrolhos Archipelago, and in the State of Espiríto Santo. Nesting areas are also found in the States of Sergipe and Rio de Janeiro (Marcovaldi and Marcovaldi, 1987). In Brazil, the nesting season for loggerheads is mainly from September to March (Marcovaldi and Laurent, 1996).

Due to the unexpectedness of this record, the authors intend to intensify the diving activity at the site where the turtle was found, in order to obtain further information about the seasonality and abundance of loggerheads in the Fernando de Noronha Archipelago.

Acknowledgements: We would like to thank Leonora Fritzsche, diver and camera operator of Aguas Claras Producoes Submarinas, who kindly gave the video to Projeto TAMAR / IBAMA (Brazilian Sea Turtle Conservation Program), Paulo Barata, and Jack Frazier for their helpful advice concerning the publication of this note.

Bellini, C. and T. M. Sanches. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter 74:12-13.

Bellini, C. and T. M. Sanches. 1997. Registros de captura acidental de tartarugas marinhas nos arredores do Arquipelago de Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil. Encontro de Zoologia do Nordeste, XI, Resumos, Fortaleza, CE, 14-18 Abril. p. 53-54.

Marcovaldi, M. A. and G. G. Marcovaldi. 1987. Projeto Tartaruga Marinha - areas de desova, epoca de reproducao, tecnicas de preservacao. Boletim FBCN 22:95-104.

Marcovaldi, M. A. and A. Laurent. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2(1):55-59.

CLAUDIO BELLINI and TAISI MARIA SANCHES, Projeto TAMAR/IBAMA, CP 50, Fernando de Noronha PE, BRAZIL 53990-000; e-mail: protamar@e-net.com.br

Marine Turtle Newsletter 80:8-10, © 1998

Marine Turtle Newsletter

Green Turtle, Chelonia mydas in the Island of Poilão, Bolama-Bijagós Archipelago, Guinea-Bissau, West Africa.

Olívio Fortes[1], Antônio José Pires[1] & Claudio Bellini[2]

[1] *INEP-CEATA - Caixa Postal 112, Bissau, GUINEA-BISSAU*
[2]*Projeto TAMAR/IBAMA - FN - Caixa Postal 50 - Fernando de Noronha - PE 53990-000, BRAZIL,*
(E-mail: tamarfn@elogica.com.br)

The Bijagós Archipelago consists of approximately 80 islands, of which only 21 are permanently inhabited, and is located between 10o 43' - 11o 40' N and 15o 20' - 17o 00' E, occupying an area of approximately 11 000 km2 (Fig. 1). Sand banks and mud flats make up a large part of the area. In April 1996, the Bijagós Biosphere Reserve was created to protect the unique natural resources, biodiversity and high natural productivity of the region. The Reserve allows for sustainable development and the integration of the Bijagós community with the environment.

In November 1996, Projeto TAMAR/IBAMA (Brazilian Sea Turtle Conservation Program) was invited by the National Institute of Study and Research - Center of Environmental Studies and Applied Technology (Marine Turtle Project INEP-CEATA) and the World Conservation Union (IUCN), to assist in organizing data and developing a methodology for data collection at nesting sites within the archipelago. TAMAR was chosen due to language advantages (Portuguese is spoken in Brazil and Guinea-Bissau) and due to the similarity of conditions in both areas.

Observational work and research were concentrated on Poilão island, located southwest of the main archipelago. This site had previously been identified as important for marine turtle research in the Bijagós Archipelago (Limoges & Robillard 1991). Data were collected in 1994 and 1995 on the Island of Poilão, by the INEP-CEATA Marine Turtle Project. In 1994, monitoring began on 7 July and ended on 22 September, with a total of 900 records (observed activities) made during 66 nights of surveying. In 1995, observations began on 14 June and ended on 24 October, with a total of 2611 activities observed during 93 nights of surveying. Results are summarized in table 1:

The reduced number of females tagged in 1994 is probably partially due to the low tagging effort made in this year (66 days) compared to 1995 (93 days). However, this lower surveying effort does not entirely account for such a difference.

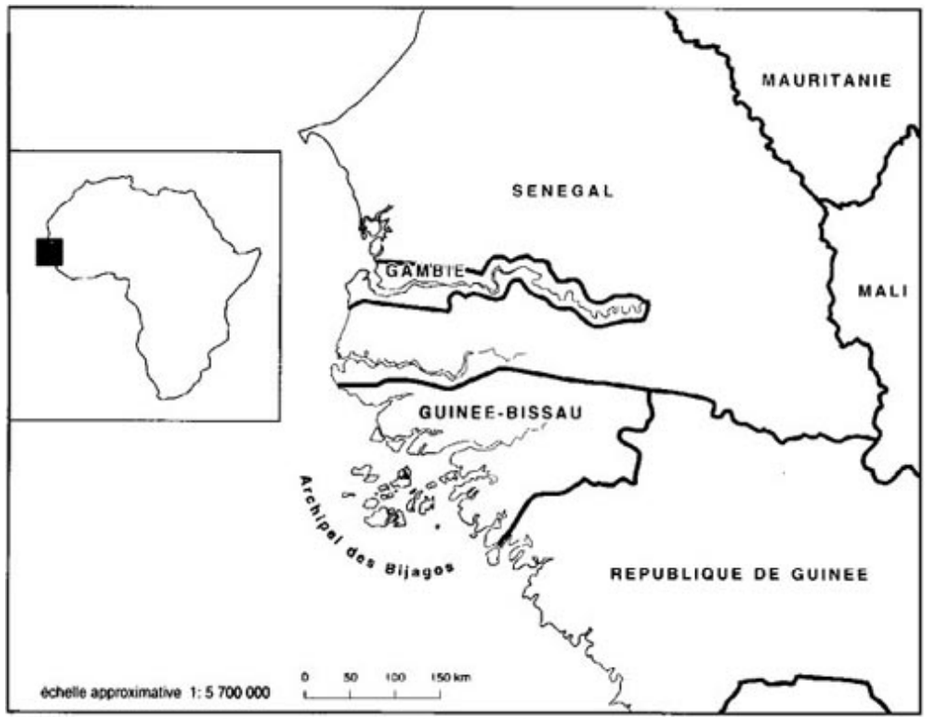


Figure 1. Location of the Bijagós Archipelago (Source: IUCN-INEP-UNESCO 1996).

Table 1 - Summary of the data collected during the 1994 and 1995 reproductive seasons.

	1994 SEASON	*1995 SEASON*
Number of activities observed	900	2611
Number of females tagged	314	1651
Species	311 *Chelonia mydas* 3 unidentified	1650 *Chelonia mydas* 1 unidentified
Mean curved carapace length (m) (± SD)	1.018 ± 0.06 n= 311 (range 0.78-1.20)	1.037 ± 0.05 n=1650 (range 0.81-1.21)
Mean curved carapace width (m) (± SD)	0.939 ± 0.076 n= 311 (range 0.67-1.12)	0.961 ± 0.05 n=1650 (range 0.63-1.13)

The peak reproductive period for *C.mydas* nesting on Poilão Island appears to be between July and October (Figure 2). Expanding the survey effort and recording the number of activities resulting in nests between April and December is necessary to determine the actual size of the nesting population utilizing this site in any given season. In addition, night time surveys were not conducted on all beaches of the island. Both of these factors suggest that the population of *C. mydas* nesting on Poilão island is far greater than the number of females tagged at this site. By

the end of the survey period many untagged females were still being discovered, suggesting that this was the case.

On the Poilão Island, *Varanus sp*, ("monitor lizard") were observed preying upon marine turtle eggs. *Ocypode cursor*, ("ghost crab") and *Gypohierax angolensis*, ("palm-nut vulture") were also observed preying upon hatchlings.

Based on these preliminary data we believe that the *C.mydas* population of Poilão Island represents a large number of reproducing females. This area is one of the most significant nesting sites in the Atlantic and essential to the conservation of this species on the African continent. A more detailed study is likely to demonstrate this site as being among the most important for this species in the world.

Information gathered suggests that the greatest threat to *C.mydas* in Guinea Bissau is the capture of turtles (adults, sub-adults and juvenile) in fishing nets. *C.mydas* is considered a delicacy in the region.

Finally, considering the region's scenic beauty and potential for tourism, we suggest the creation of a National Marine Park, a conservation unit that allows sustainable development and use. The conservation unit should include Meio, Cavalos, João Vieira and Poilão Islands in order to ensure the protection of this important sea turtle nesting site (Bellini 1996).

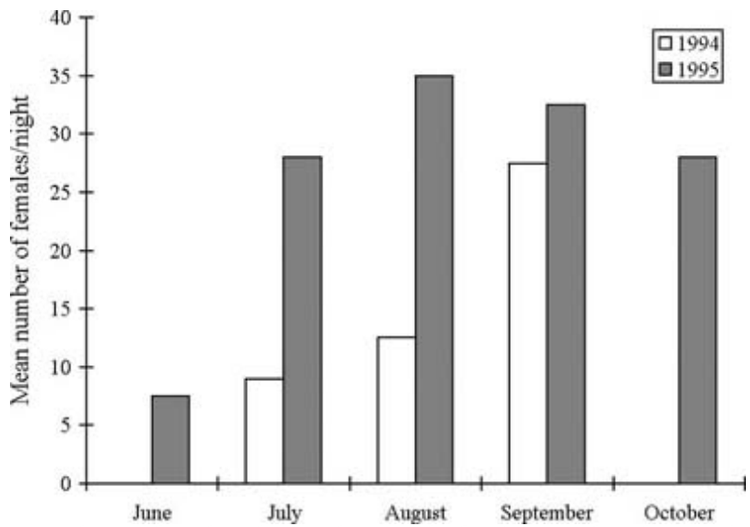


Figure 2. Mean number of females observed per night for the months of surveying in 1994 and 1995.

Acknowledgments: We are grateful to Neca Marcovaldi (Pro-TAMAR President and IUCN-MTSG Committee), and Nelson Dias (IUCN Resident Representative in Guinea-Bissau) for their support and the Bijagós community who have maintained self-sustainable marine turtle populations for centuries. We thank Emilia and Luciana Maria Sanches for help with the translation of the manuscript.

BELLINI, C. 1996. Avaliação das informações sobre tartarugas marinhas na Reserva da Biosfera do Arquipélago de Bolama-Bijagós, em particular a Ilha do Poilão e áreas adjacentes, Guiné-Bissau, África Ocidental. Relatório de Consultoria. UICN - União Internacional para a Conservação da Natureza, não publicado, 43pp.

LIMOGES, B & M. ROBILLARD. 1991. Proposition num plan d' amenagement de la Reserve de la Biosphere de L'arquipel des Bijagos - Vol 2 - Les espécies animales: distributions et recomendations. CECI, UICN. 139pp.

UICN-INEP-UNESCO. 1996. La Reserve de la Biosphere de L'Archipel des Bijagos - Document D'Information. Coord. Técn. A. R. Said e L.P. Ferraz. 37pp.

Green Turtle Tagged in Brazil Recovered in Trinidad

Lori Lee Lum[1], Eduardo Moreira Lima[2] & Alexsandro Santos[3]

[1]*Fisheries & Aquaculture Research Programme, Institute of Marine Affairs, P.O. Box 3160, Carenage Post Office, Trinidad & Tobago, West Indies (E-mail: lleelum@ima.gov.tt)*

[2]*Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 191, Centro, Fortaleza, Ceará, CEP: 60001-970 Brasil (E-mail: aruana@truenet-ce.com.br)*

[3]*Projecto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, CEP: 40210-970, Brasil (E-mail: protamar@e-net.com.br)*

A green sea turtle (*Chelonia mydas*) tagged off Volta do Rio, Almofala, State of Ceará, Brazil (02.50'S, 40.09'W) on June 6, 1996, was found washed ashore dead at Mayaro Beach, Trinidad (10.15'N, 61.00'W), on November 3, 1997, by Mr. Shastri Maharaj of Amoco Trinidad Oil Company. The turtle was identified by the Monel tag BR12087 and was described as approximately 60cm in carapace length, recently dead, showing no obvious signs of the cause of mortality.

This recovery indicates a minimum distance of approximately 2700 kilometres travelled with the Guiana Current and is the first recovery in Trinidad of a green turtle tagged in Brazil. Other recapture records of turtles tagged in Brazil include a loggerhead turtle recovered in the Azores Islands (Portugal) and a hawksbill turtle recovered near Dakar (Senegal). In addition a green turtle tagged in Ascension Island and a loggerhead turtle from Western Australia have been recovered from the waters of Brazil. Trinidad recoveries have also been made for olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) tagged in Suriname.

When the turtle was initially observed in Almofala (Brazil), it was trapped in a fishing weir at a sea turtle feeding site monitored by Projeto TAMAR-IBAMA, the national sea turtle conservation program in Brazil. It measured 48 cm curved carapace length and was double tagged and released at the same location.

Fishing weirs are structures used for catching fish and they exist along most of the Ceará coastline. They are non-selective traps, up to one mile long and 10 metres deep, made of wooden posts and wire mesh, and built in a semi-circular shape and positioned perpendicular to the coastline and closed on the seaward side. Sea turtles were being incidentally caught in these traps, which led to the establishment of a TAMAR station at this locality in 1991 to protect 12 miles (20 km) of coastline known to be a green turtle feeding area, working in tandem with the local communities using such fishing methods (Marcovaldi *et.al*. 1998).

MARCOVALDI, M.Â., C. BAPTISTOTTE, J.C. DE CASTILHOS, B.M.G. GALLO, E.H.S.M. LIMA, T.M. SANCHES & C.F. VIEITAS 1998. Activities by Projeto TAMAR in Brazilian Sea Turtle Feeding Grounds. Marine Turtle Newsletter 80: 5-7.

LUM, L.L., LIMA; E.H.S.M., SANTOS, A. Green turtle tagged in Brazil recovered in Trinidad**. Marine Turtle Newsletter**, Wales, n.82, p.9. 1998.

Marcovaldi, M. Â., C. Baptistotte, J. C. De Castilhos, B. M. G. Gallo, E. H. S.M. Lima, T. M. Sanches & C. F. Vieitas. 1998. Activities by Project TAMAR in Brazilian Sea Turtle Feeding Grounds. Marine Turtle Newsletter 80:5-7.

Activities by Project TAMAR in Brazilian Sea Turtle Feeding Grounds

Maria Ângela Marcovaldi, Cecília Baptistotte, Jaqueline C. De Castilhos, Berenice Maria G. Gallo, Eduardo Henrique S.M. Lima, Taisi Maria Sanches & Claudia F. Vieitas

Project TAMAR, CP 2219, Rio Vermelho, Salvador, BA, Brazil, 40210-970.
(Fax: 55 71 876-1067; E-mail: protamar@e-net.com.br)

The main sea turtle nesting sites in Brazil have been protected since 1980 by TAMAR (Brazilian Sea Turtle Conservation Program), a federal government initiative of IBAMA (Brazilian Institute for the Environment), co-managed by Fundação Pró-TAMAR, a non-governmental organization. Since then, TAMAR has collected information on dead and stranded turtles found along the Brazilian coastline. After the establishment of research stations at the main nesting areas (Figure 1), TAMAR began, in 1991, to work in the main feeding grounds, where the level of incidental capture reported is high (Marcovaldi 1991). The first efforts to increase protection of sea turtles found in these areas were at Ubatuba, São Paulo State (Figure 1).

The marine turtle species found in Brazilian waters are the loggerhead (*Caretta caretta*), green (Chelonia mydas), leatherback (*Dermochelys coriacea*), hawksbill (*Eretmochelys imbricata*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) turtles (Marcovaldi & Marcovaldi 1985). Detailed information on the fishing methods that most often capture marine turtles in Brazilian coastal waters, has been gathered, and are now being described and compiled in a manual (Fundação Pró-TAMAR, in prep.). Fishing methods are mostly artisanal, the most common being: floating weirs, set nets and fish traps. This census will help to identify the main threats to the turtles in their feeding grounds and also aid development of appropriate management and conservation strategies necessary to address their impacts.

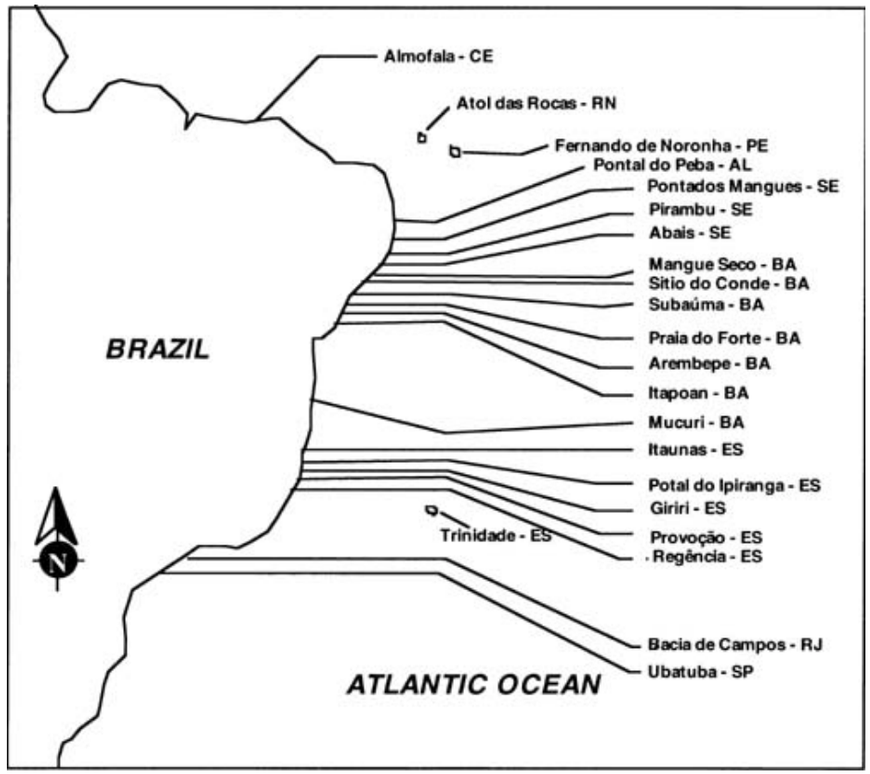


Figure 1. Research stations of the Brazilian Sea Turtle Conservation Program (TAMAR).

The work is divided into two major strategies: firstly, environmental education is undertaken at sites of high levels of incidental capture, mainly Ubatuba and Almofala; secondly, at-sea research studies are carried out on behaviour and growth parameters, at sites with good diving conditions, mainly Fernando deNoronha and Atol das Rocas (for more details, see Bellini & Sanches 1996). Through the campaign, "Not everything caught by the fishing net is fish", techniques helpful in minimizing mortality of incidentally captured turtles are taught to the fishermen and the coastal communities in general. Employing the people involved in fisheries activities to work for the protection of turtles, checking the nets for turtles, and creating new ecologically sound economic alternatives are all parts of the program.

Following the methodology applied in the nesting areas, a database has been created to organize and standardize the collection of information in the feeding grounds. Date, time of occurrence, condition of turtle (alive or dead), curved carapace length and width, species, sex (when possible), tag number and the final outcome (dead, released at sea or held in recovery tanks) are all recorded.

The number of turtles saved and released at sea have increased annually at TAMAR stations (Figure 2). Of 2,000 turtles captured by fisheries participating in the scheme since 1991, 1,848 (92.4%) were safely released, mainly in the fishing communities of Ubatuba and Almofala. At Ubatuba, most (99.3%) of the turtles captured were juveniles, as well as in Almofala (70.1%),

where the greatest majority of individuals were *Chelonia mydas* (97.7% in Ubatuba and 92.8% in Almofala). At Atol das Rocas and Fernando de Noronha, 1,087 captures of sea turtles were recorded as part of the underwater studies. The species most frequently found were hawksbill (83.9% at Fernando de Noronha and 59.2 % at Atol das Rocas) and green turtles (15.5% at Fernando de Noronha and 40.8% at Atol das Rocas). All individuals at Atol das Rocas were juveniles versus 81.7% at Fernando de Noronha, where a proportion were adult green turtles.

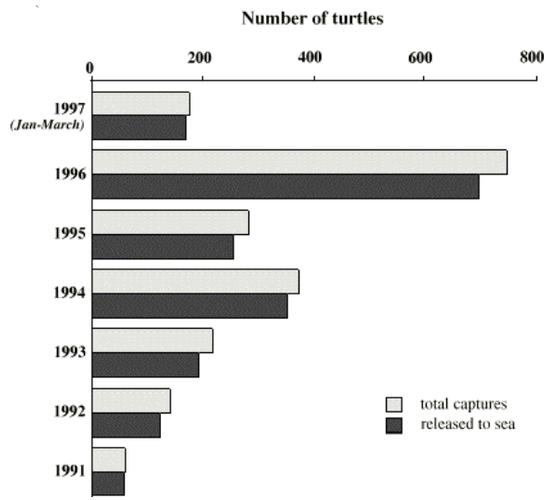


Figure 2. Number of turtles captured and in fisheries and released as part of work carried out at TAMAR stations.

Because individuals are tagged before release, upon recapture, data can be obtained on growth rates and behaviour. Through these research and conservation activities, TAMAR is gaining a better understandingof sea turtles at different life history stages and working to protect them as well as their habitats. All work is carried out with due consideration of the environmental, social, economic and cultural conditions of the local communities.

Acknowledgments: We thank Matthew Godfrey and Charles Tambiah for help with the manuscript. TAMAR is supported by Petrobras, affiliated with IBAMA, and co-managed by Fundação Pró-TAMAR.

BELLINI, C. & T.M. SANCHES. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter 74: 12-13.

BELLINI, C. & T.M. SANCHES. 1998. First record of a loggerhead turtle in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter 79: 22.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. in preparation. Manual das artes de pesca que capturam tartarugas marinhas no Brasil.

MARCOVALDI, M.Â. 1991. Sea Turtle Conservation Program in Brazil expands activities.

Marine Turtle Newsletter 52: 2-3.

MARCOVALDI, M.Â. & G.G. DEI. MARCOVALDI. 1987. Projeto Tartaruga Marinha: áreas de desova, época de reprodução, técnicas de preservação. Boletim Fundação Brasileira para Conservação da Natureza 22:95-104.

SEA TURTLE FEEDING GROUNDS OF BRAZIL

Maria Ângela Marcovaldi [1], Augusto C. C. D. da Silva [2], Berenice M. G. Gallo [3], Cecília Baptistotte [3], Claudia F. Vieitas [3], Cláudio Bellini [2], Eduardo H. S. M. Lima [3], Jaqueline C. de Castilhos [3], Jofio C. A. Thomé [2], and Taisi M. Sanches [3]

[1] Fundação Pró-TAMAR National Coordination – CP 2219, Salvador- BA, 40223-970, Brazil, protamar@tamar.org.br

[2] TAMAR-IBAMA/Fundação Pró-TAMAR Regional Coordinators

[3] TAMAR Technical Coordinators

The main sea turtle nesting sites in Brazil have been protected since 1980 by TAMAR (Brazilian Sea Turtle Conservation Program), a federal government initiative of IBAMA (Brazilian Institute for the Environment), co-managed by/Fundação Pró-TAMAR, a non-governmental organization. Since then, TAMAR has also collected information on dead and stranded turtles found along the Brazilian coastline. Of the seven species of sea turtle existing in the world, five are found in Brazil: loggerhead *(Caretta caretta)*, green (*Chelonia mydas),* leatherback *(Dermochelys coriacea),* hawksbill *(Eretmochelys imbricata)* and olive ridley *(Lepidochelys olivacea)* (Marcovaldi and Marcovaldi 1987). Following the establishment of conservation and re-search stations at the main nesting areas, TAMAR began in 1991 to work in the main feeding grounds, where the levels of incidental capture is high (Marcovaldi 1991). Initial efforts to increase at-sea protection of marine turtles found in feeding areas were at Ubatuba and afterwards in Almofala and Pontal do Peba (Figure 1). In addition, some of the nesting beaches also support regular numbers of turtles that feed, mate, and rest in the nearby coastal waters. All stations collect information on dead and stranded turtles found along the beaches.

As was done with data from nesting turtles, a database has been created to organize and standardize the collection of information in the feeding grounds. Date, time of occurrence, condition of turtle (alive, dead or drowned), curved carapace length and width, species, sex (when possible), tag

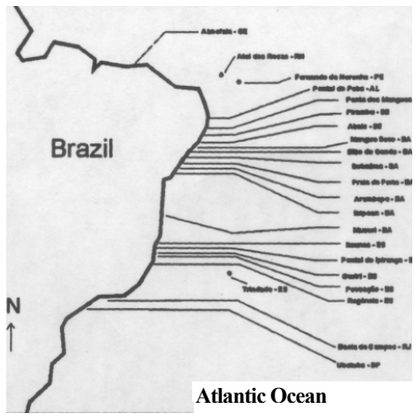


Figure 1. ***Location of*** *TAMAR* ***stations in Brazil***

number and the final outcome (dead, released at sea, or held in recovery tanks) are all recorded. Important notes are also recorded through key words in a specific field of the database. Data recording goes through the following steps: a field notebook, a regional database and the national database where all the information is gathered and kept. Detailed information has been gathered on the fishing methods that most often capture marine turtles in Brazilian coastal waters where TAMAR is working, and is now being de-scribed and compiled in a manual (Fundação Pró-TAMAR, in prep.).

Fishing methods are mostly artisanal, the most common being: floating weirs, set nets and fish traps. This census will help to identify the main threats to the turtles in their feeding grounds and also aid the development of appropriate management and conservation strategies necessary to address their impacts.

The overall results obtained so far reveal specific characteristics of each area, which enables TAMAR to apply specific methodologies for their management. Depending on the physical and cultural characteristics of the feeding grounds, the work is divided into two major strategies. First, environmental education is undertaken at sites with high levels of capture, with the aim to alert the local fishermen of the threats of some fishing techniques to sea turtles and the marine environment. Through the campaign "Not everything caught by the fishing net is fish," techniques of reviving captured turtles that are unconscious are taught to the fishermen and the coastal communities in general. The campaign involves informal conversation, video presentations (a special 5 minutes animation video was made for this purpose), and distribution of leaflets and posters. Hiring the people involved in fisheries activities to work for the protection of turtles checking the nets for turtles and orienting other fisherman about better spots for placing nets, as well as creating new ecologically sound economic alternatives are all part of the program. The TAMAR Program intends to revive and maintain the cultural identity of the coastal areas by employing techniques that directly involve the coastal communities, such as promoting festivals and par-ties with the sea turtle image as the theme. This strategy is used mainly at the Ubatuba and Almofala stations (Figure 1). The second strategy that began in 1987 is in water re-search studies on behavior and growth parameters of marine turtles, and takes place at sites with good diving conditions. Researchers capture sea turtles through free diving, tag the individuals, and take notes on weight and curved carapace length and width (Bellini and Sanches 1996). Tags used are Inconel (and are placed one on each of the front flippers, at the trailing edge proximal to the first scale. After which, turtles are immediately released to the sea. As the capture of turtles using free diving is a specialized skill, currently TAMAR is undertaking to train its in-terns and permanent staff in these techniques. This occurs mainly in Fernando de Noronha and Atol das Rocas (Figure 1).

Table 1. Number of dead turtles recorded by TAMAR along the Brazilian coastline since 1980.

SPECIES	NUMBER
Chelonia mydas	959
Eretmochelys imbricata	45
Caretta caretta	154
Lepidochelys olivacea	202
Dermochelys coriacea	10
Non identified	1530
TOTAL	2894

Of 6561 records, only 44.1% correspond to dead and stranded individuals. In the majority of the cases, the cause of death could not be identified, due to advanced decomposition, which could indicate that these deaths occurred off shore or in harbors away from TAMAR stations. Table 1 presents data on dead turtles found along the coast by species. In Alagoas State (Pontal do Peba- AL) (Figure 1), most turtles were already far too decomposed to enable the identification of the species or cause of death.

In Bahia (BA) and Espírito Santo (ES) States set nets are a common fishing device that capture sea turtles,

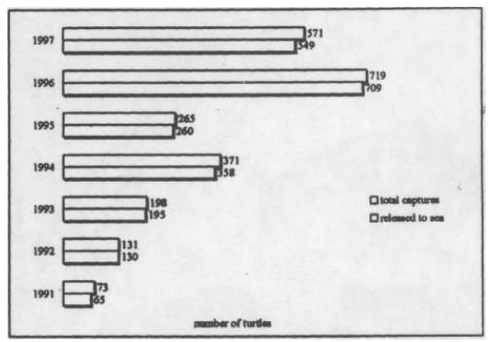


Figure 2. Number of turtles captured on fishing devices and safely released to the sea by TAMAR

and in Sergipe State (SE) semi-industrial shrimp trawlers are common.

The records of turtles captured in fishing devices are mainly from the fishing communities of Ubatuba (87.3%) and Almofala (6.7%), where most of the turtles were safely released to the sea (98.5% at Ubatuba and 98.7% at Almofala). In Ubatuba, most of the turtles captured (98.3%%) were Chelonia mydas, where carapace measurements suggest a population of juveniles and sub adults (Table 2). Floating weirs are the fishing devices that more often capture sea turtles in the area (79.6%). At Almofala the greatest majority of individuals were also Chelonia mydas (92.5%), and carapace measurements suggest a population of juveniles to adults (Table 2). Fish traps are the fishing devices that more often capture sea turtles in this area

Table 2. Records of green turtle (Chelonia mydas) captures in Ubatuba and Almofala Stations; CCL - curved carapace length CCW = curved carapace width, weight in kg.

Station	Max CCL	Min CCL	N	Max CCW	Min CCW	N	Max weight	Min weight	N
Ubatuba	96,0	27,0	2141	91,5	21,0	1944	2,4	83,0	2019
Almofala	120,0	27,0	170	113,0	21,0	170	-	-	-

(91.2%).

In Atol das Rocas and Fernando de Noronha (Figure 1), 1127 captures of sea turtles were recorded during underwater studies, being 770 captured at the first station and 357 at the latter one. The species most frequently captured were *Eretmochelys imbricate** and *Chelonia mydas* in both places (Table 3).

Because individuals are tagged before release, upon recapture data on growth rates and behavior are obtained.

Table 3. Records of sea turtle captures in Fernando de Noronha and Atol das Rocas Stations; CCL = curved carapace length (In cm), CCW = curved carapace width (in cm), weight in kg.

Station	Max CCL	Min CCL	N	Max CCW	Min CCW	N	Max Weight	Min Weight	N
F.Noronha									
E.imbricata	84,0	30,5	395	68,0	26,0	287	42,0	1,5	277
C.mydas	81,0	32,0	73	73,0	26,5	36	31,0	3,8	40
Atol das Rocas									
E.imbricata	86,5	35,0	153	75,0	32,0	133	51,0	6,5	29
C.mydas	85,0	33,5	160	75,0	30,0	151	22,0	4,5	22

When capture happens away from the beach, researchers only tag and measure the turtles, without weighting them. At Atol das Rocas, the same methodology is also used for adult individuals that reproduce in the area, which are not weighted due to their dimensions (Table 4). The only species nesting there is *Chelonia mydas*.

The number of turtles saved and released at sea is increasing annually at TAMAR stations (Figure 2).
Through

Table 4. Biometric parameters of C. mydas captured at Atol das Rocas using free diving.

	Max CCL	Min CCL	N	Max CCW	Min CCW	N
Males	84,0	30,5	395	68,0	26,0	287
Females	81,0	32,0	73	73,0	26,5	36

these research and conservation activities, TAMAR is gaining a better understanding of sea turtles at different life history stages, and is working to protect them as well as then-habitats. All work is carried out with due consideration of the environmental, social, economic and cultural conditions of the local communities.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank Charles Tambiah and Matthew Godfrey for reviewing the manuscript. TAMAR is affiliated with IBAMA, co-managed by Fundação Pró-TAMAR and officially supported by PETROBRAS. We would like to acknowledge travel assistance from a grant made to the Symposium from David and Lucile Packard Foundation.

LITERATURE CITED

Bellini, C. and T. M. Sanches. 1996. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. *Marine Turtle Newsletter. 74: 12*-13.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, (In prep.) *Manual das artes de pesca que capturam tartarugas marinhas no Brasil.*

Marcovaldi, M. Â.,1991, Sea Turtle Conservation Program in Brazil expands activities. *Marine Turtle Newsletter.* 52: 2-3.

Marcovaldi, M. Â. and G. G. Marcovaldi. 1987. Projeto Tartaruga Marinha: áreas de desova, época de reprodução, técnicas de preservação. *Boletim Fundação Brasileira para Conservação da Natureza. 22:* 95-104.

1123 ESTIMAÇÃO DO NÚMERO DE TARTARUGAS MARINHAS DESOVANDO EM UMA PRAIA EM UMA TEMPORADA.

Paulo Barata
Fundação Oswaldo Cruz, Rua Leopoldo Bulhões, 1480 – 8º andar, Rio de Janeiro, RJ. Cep 21041-210. E-mail: pbarata@view.incc.br

Neste trabalho é apresentado um modelo matemático para a estimação do número de tartarugas marinhas desovando em uma praia em uma temporada. O método aqui proposto aplica uma correção ao estimador clássico (número de fêmeas = número total de desovas na temporada dividido pelo número médio de desovas por fêmeas na temporada, estimador que é viciado em determinadas condições), utilizando no cálculo da estimação um número médio de desovas por fêmea estimado através de uma modelagem do processo de amostragem das tartarugas na praia. As propriedades estatísticas do modelo são avaliadas por meio de simulações em computador, que mostram que o estimador proposto é essencialmente não-viciado e consistente. As simulações permitem ainda um cálculo da intensidade do trabalho de marcação necessário para a obtenção de um determinado nível de precisão na estimativa do número de tartarugas. É proposto também um método para a construção de um intervalo de confiança, através de um bootstrap. Como exemplo, o modelo é aplicado às tartarugas marinhas *Caretta caretta* desovando na Praia do Forte, Bahia, utilizando-se dados colhidos pelo Projeto TAMAR-IBAMA.

Órgão financiador: CNPq.

BARATA, P. Estimação do número de tartarugas marinhas desovando em uma praia em uma temporada. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p.286. ref.1123.

CAPTURA ACIDENTAL DA TARTARUGA MARINHA *CARETTA CARETTA* (LINAEUS, 1758) NA PESCA DE ESPINHEL DE SUPERFÍCIE NA ZEE BRASILEIRA E EM ÁGUAS INTERNACIONAIS

BARATA, P.C.R.[1,2]; GALLO, B.M.G.[2]; DOS SANTOS, S.[3]; AZEVEDO, V.G.[4] & KOTAS, J.E.[5]

INTRODUÇÃO

A captura acidental pelas diversas artes de pesca é considerada o principal fator antropogênico de morte de tartarugas marinhas juvenis e adultas (National Research Council 1990). A captura acidental de tartarugas marinhas por espinhel de superfície tem sido objeto de estudos em diversos locais, principalmente no Atlântico Norte e no Pacífico (National Research Council 1990; Lutcavage et al. 1997). Achaval et al. (1998) observaram capturas acidentais da espécie *Caretta caretta* no Atlântico Sudoeste, na pesca de espinhel raso direcionado ao espadarte e atuns. O impacto da pesca por espinhel na mortalidade das tartarugas marinhas é considerado como sendo significativo (National Research Council 1990; Lutcavage et al. 1997).

Este trabalho tem como objetivo apresentar observações de captura acidental de tartarugas *Caretta caretta* em águas da Zona Econômica Exclusiva (ZEE) brasileira e em águas internacionais, realizadas em uma única viagem a bordo de barco de pesca comercial de espinhel de superfície. As observações foram feitas dentro de plano de trabalho entre o Programa REVIZEE e o Projeto TAMAR / IBAMA.

MATERIAL E MÉTODOS

A viagem, ocorrida entre 13 de março e 12 de abril de 1998, foi feita a bordo da embarcação Yamaya III, pertencente à frota comercial de espinheleiros sediada em Itajaí, Santa Catarina, que utiliza o espinhel raso de monofilamento (com "light sticks") direcionado ao espadarte (*Xiphias gladius*). A área de pesca foi delimitada entre as latitudes 29º30´S e 34º00S´ e longitudes 36º00´W e 51º30´W. As profundidades nos locais de captura variaram entre 170 e 4000 m (dados obtidos em carta náutica).

Em cada lance de pesca foram anotados dados de esforço (data, localização, quantidade de anzóis) e dados ambientais (temperatura da superfície da água e do ar). Foi calculada a frequência de capturas por lance. Para cada captura, foi registrada a condição do animal (se vivo ou morto) e quando possível foi realizada a biometria (comprimento em curva da carapaça) e marcação com marcas numeradas em monel, conforme metodologia padrão do Projeto TAMAR. Foram consideradas como mortas tartarugas capturadas sem movimentação aparente.

1- Fundação Oswaldo Cruz. Rua Leopoldo Bulhões 1480 , 21041-210 Rio de Janeiro, RJ, e-mail: pbarata@view.lncc.br; 2- Fundação Pró-TAMAR, Rua Antônio Athanásio 273, 11680-000 Ubatuba, SP, e-mail: tamaruba@netvale.com.br; 3 - Pesquisador bolsista DTI - CNPq / Programa REVIZEE - SCORE SUL, e-mail: sdsantos69@hotmail.com; 4 - Pesquisador bolsista DTI - CNPq / Programa REVIZEE - SCORE SUL, e-mail: veguedes@hotmail.com; 5- Pesquisador do IBAMA / Acordo Projeto TAMAR - Instituto de Pesca / CPPM, Programa REVIZEE - SCORE SUL, e-mail: tamaruba@netvale.com.br

RESULTADOS

A embarcação operou em cinco pesqueiros principais (denominados áreas), apresentados por ordem de visitação, com resultados das observações, na Tabela 1. As áreas de ocorrências variaram desde a borda do talude a planícies abissais e elevações submarinas. A embarcação procurava efetuar lançamentos em áreas de transição marcada de temperatura entre massas d´água e seguir registros anteriores de áreas produtivas. Na Tabela 1, ZEE = F (fora) ou D (dentro), e as profundidades são aproximadas no local de lançamento. Área 1: lances 1, 2 e 3; área 2: lances 4, 5 e 6; área 3: lance 7; área 4: lance 8; área 5: lance 9.

Lance	Tarts. Total	Tarts. Vivas	Tarts. Mortas	esforço anzóis	CPUE (ind./1000)	T. Água superf (°C)	T. Ar (°C)	Lançamento Lat./S	Lançamento Lon./W	ZEE	Prof.(m) mín/máx
1	27	23	4	1100	24,55	20	24	3000	3700	F	638/3050
2	12	7	5	1000	12,00	16	24	2957	3641	F	638/3050
3	6	5	1	1000	6,00	15	23	2950	3619	F	638/3050
4	17	11	2	1100	15,45	11	22	3114	4001	F	3936
5	18	12		1000	18,00	13	23	3124	4004	F	3936
6	11	11		1100	10,00	16	22	3125	4001	F	3936
7	11	10	1	1000	11,00	11	23	3052	4451	F	3419
8	5	4	1	1000	5,00	12	23	3342	5037	D	3402
9	1		1	1000	1,00	10	22	3215	4745	D	170
Total	108	83	13	9.300							
Média					11,61	13,78	22,89				

Para as tartarugas medidas, os parâmetros referentes ao comprimento curvo da carapaça (em cm) são: N = 19, média = 60,0, desvio-padrão = 7,3, mínimo = 46,0, máximo = 70,0.
Os animais foram observados usualmente em condição de aparente desnutrição, a maioria com rêmoras e algas na carapaça. Nenhuma tartaruga portando marcas numeradas ou com fibropapilomas foi observada.

DISCUSSÃO

As tartarugas capturadas podem ser classificadas como juvenis, pois têm tamanho inferior ao mínimo observado para tartarugas *Caretta caretta* adultas medidas em praia de desova no Brasil (mínimo = 75,0 cm, média = 103,0 cm, dados do Projeto TAMAR, temporadas 1982/1983 a 1996/1997, não publicados) e em outras populações do Atlântico (mínimo = 83,0 cm (Dodd 1988)) e mesmo do Mediterrâneo (mínimo = 69,5 cm (Dodd 1988)).
Exceto por uma das capturas, realizada em local com profundidade de 170 m, as profundidades em que foram feitas as demais capturas, entre 638 e 4000 m, excluem a possibilidade de alimentação das *Caretta caretta* na fauna bêntica (a maior profundidade de mergulho registrada para uma *Caretta caretta* é 233 m (Lutcavage e Lutz 1997)). Sabe-se que estas tartarugas, no ambiente pelágico (ver abaixo), alimentam-se de tunicados, celenterados, crustáceos, lulas e outros animais disponíveis na coluna d´água, geralmente agregados em regiões de convergência (Carr 1987, Bjorndal 1997).
Acreditamos que a mortalidade por pesca ocasionada pelo espinhel seja maior do que a observada no momento da captura, devido ao manuseio por parte dos pescadores, ferimentos causados pelo próprio anzol e ao "stress" da captura. Altas taxas de mortalidade entre tartarugas capturadas na pesca de espinhel têm sido reportadas (Lutcavage et al. 1997).
A captura por unidade de esforço (CPUE, em indivíduos por 1000 anzóis) calculada no presente trabalho, 11,61, é superior à CPUE média igual a 1,8 calculada por Achaval et al. (1998) com base em viagens realizadas no Atlântico Sul por duas embarcações de pesca de espinhel entre 1994 e 1996, referente à captura tanto de tartarugas *Caretta caretta* quanto de *Dermochelys coriacea*.

Aceita-se atualmente para as tartarugas *Caretta caretta* um modelo de desenvolvimento ontogenético que inclui um estágio pelágico (Carr 1987; Musick e Limpus 1997). Dados obtidos no Atlântico Norte e no Pacífico indicam a existência de migrações transoceânicas destas tartarugas, com indivíduos de uma mesma população em diferentes estágios de crescimento ocupando habitats tanto pelágicos quanto costeiros em ambos os lados de um mesmo oceano (Carr 1987; Musick e Limpus 1997; Bowen e Karl 1997). As capturas realizadas no presente trabalho indicam a utilização do ambiente pelágico pelas *Caretta caretta* no Atlântico Sul e são compatíveis com a hipótese de migração transoceânica para populações destas tartarugas neste oceano.

As observações aqui apresentadas têm implicações para a conservação das tartarugas marinhas, apontando a necessidade de aumento de pesquisas e de implementação de atividades de conservação no ambiente pelágico no Atlântico Sul.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ACHAVAL, F.; Y. H. MARIN e L. C. BAREA. Incidental capture of turtles with pelagic longline. 18th International Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, abstracts: 83-84, 1998.

BJORNDAL, K. A. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. Páginas 199-231 in P. L. Lutz e J. A. Musick (editores). The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, USA, 1997.

BOWEN, B. W. e S. A. KARL. Population genetics, phylogeography, and molecular evolution. Páginas 29-50 in P. L. Lutz e J. A. Musick (editores). The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, USA, 1997.

CARR, A. New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. Conservation Biology 1(2): 103-121, 1987.

DODD, C. K. Jr. Synopsis of the biological data on the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). U. S. Fish and Wildlife Service, Biological Report 88(14), USA, 1988.

LUTCAVAGE, M. E. e P. L. LUTZ. Diving physiology. Páginas 277-296 in P. L. Lutz e J. A. Musick (editores). The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, USA. 1997.

LUTCAVAGE, M. E. ; P. PLOTKIN; B. WITHERINGTON e P. L. LUTZ. Human impacts on sea turtle survival. Páginas 387-409 in P. L. Lutz e J. A. Musick (editores). The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, USA, 1997.

MUSICK. J. A. e C. J. LIMPUS. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. Páginas 137-163 in P. L. Lutz e J. A. Musick (editores). The biology of sea turtles. CRC Press, Boca Raton, USA, 1997.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. Decline of the sea turtles: causes and prevention. National Academy Press, Washington, USA, 1990.

BARATA, P.C.R.; GALLO, B.M.G.; SANTOS, S. dos; AZEVEDO, V.G.; KOTAS, J.E. Captura acidental da tartaruga marinha ***Caretta caretta*** (Linnaeus, 1758) na pesca de espinhel de superfície na ZEE Brasileira e em águas internacionais. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande do Sul. **Anais...**, Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Rio Grande, 1998. p 579-581.

ANÁLISE COMPARATIVA DE NINHOS TRANSFERIDOS E NINHOS MANTIDOS " IN SITU" DAS ESPÉCIES Lepidochelys olivacea E Caretta caretta DURANTE TEMPORADA REPRODUTIVA DE 96/97.

Jaqueline C. de Castilhos & Augusto C.C.D. da Silva.
Fundação PRÒ-TAMAR-End. Reserva Biológica de Santa Isabel, S/N CEP 49190-000. E-mail: tamarse@infonet.com.br, 2 Projeto TAMAR-IBAMA

A Reserva Biológica de Stª Isabel constitui-se no maior sítio de reprodução do Brasil da *Lepidochelys olivacea* .A menor tartaruga marinha do mundo. Foram reservados 12km de praia (entre o Rio Japaratuba e a Barreta de Lagoa Redonda) ao estudo comparativo entre ninhos mantidos "*in situ*" e ninhos transferidos das espécies *Caretta caretta e Lepdochelys olivacea*. O trabalho de coleta e análise de dados teve início em setembro/96 e termino em março/97 e teve por objetivo avaliar a eficácia das duas diferentes técnicas de manejo empregadas. Dos 143 ninhos localizados 67,13% (n=96)foram transferidos ao cercado de incubação e protegidos com telas plásticas para evitar possíveis fugas dos filhotes e, 32,87% (n=47) permaneceram no local de origem, marcados com estacas numeradas para facilitar posterior monitoramento. Os ninhos transferidos e "*in situ*" da espécie *Caretta caretta* apresentaram uma taxa de eclosão de 90,3% (n= 11) e 80,8%(n=11), respectivamente. Os ninhos transferidos e "*in situ*" da espécie *Lepidochelys olivacea* resultaram numa taxa de eclosão de 80,7% (n= 85) e 86,5% (n=36), respectivamente. Muito embora as taxas de eclosão dos ninhos transferidos ao cercado de incubação tenham apresentado resultados muito próximos ou superiores aos ninhos deixados no local de origem, técnicas conservacionistas sugerem que as desovas sejam deixadas nos locais de postura, sem a interferência humana.

CASTILHOS, J.C. de; SILVA, A.C.C.D. da. Análise comparativa de ninhos transferidos e ninhos mantidos ***"in situ"*** das espécies ***Lepidochelys olivacea*** e ***Caretta caretta*** durante temporada reprodutiva de 96/97. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p. 289. ref. 1137

CARACTERIZAÇÃO DA MITILICULTURA NO LITORAL NORTE DE SÃO PAULO

GELLI*,V.C.;PEREIRA*,R.T.L.;GIFFONI**,B.B. & ALVES***,M.R.P.

A utilização dos recursos marinhos tem sido uma atividade rotineira, incerta e predatória há milênios para as comunidades costeiras, a extração dos recursos passou de uma atividade equilibrada e aceitável a uma dimensão drástica de sobreexplotação , provocada pelo crescente aumento populacional e conseqüente incremento no esforço de exploração acompanhado pelo rápido aprimoramento das tecnologias de captura, por legislações impróprias, falta de fiscalização e desorganização do setor pesqueiro.

Essa política vem ocasionando violentas quedas na biomassa, o que deriva em escassez dos recursos e quebra nos ciclos naturais com o conseqüente impacto ecológico, econômico e social.

Uma das opções disponíveis para a resolução parcial do problema é a implantação de atividade de maricultura como meio de elevar a produtividade de áreas costeiras , promover o aumento de produção de alimentos e de desenvolvimento sócio-econômico de determinadas regiões (FAO,1986), diminuir a pressão extrativa sobre os recursos explorados e de incorporar os pescadores a uma atividade planificada.

A criação de mexilhões, ou mitilicultura, é uma das atividades da aquicultura mais produtivas que se conhece, alcançado até 30 toneladas de carne por ha/ano, o que representa a maior cifra obtida com a modalidade de criação não sujeita a alimentação artificial (FIGUEIRAS,1976). Além de diversos aspectos biológicos favoráveis , outros fatores, como o baixo custo das instalações, facilidade de manejo e localização dos cultivos no mar, contribuem em muito para a expansão mundial dessa atividade nos últimos anos. Segundo dados da FAO (1994), em 1992, a produção de mexilhões cultivados foi de 1.086.310 ton/ano, sendo a China o maior produtor mundial. Países como a Espanha, França, Estados Unidos e Canadá destacam-se também como produtores de mexilhões.

No Brasil, estudo de custos e benefícios da mitilicultura (FAGUNDES *et al.,*1997)
mostrou ser a mesma viável economicamente, com investimentos e custo operacional relativamente baixos. Os autores concluíram que a atividade poderá ajudar a conter o empobrecimento das comunidades artesanais que, com o declínio dos estoques pesqueiros, ficaram com poucas alternativas de renda para permanecer em suas terras.

Em Santa Catarina, em 1988, através de parcerias entre os órgãos federais , estaduais e municipais, iniciaram-se projetos de capacitação e transferência de tecnologia de criação de mexilhões aos pescadores artesanais, e atualmente aquele Estado destaca-se como o maior produtor de mexilhões de cultivo no Brasil. Em 1997, produziu 5000to/ano envolvendo cerca de 500 famílias de pescadores e gerando, ainda , empregos diretos e indiretos dentro da cadeia produtiva . No Estado de São Paulo , estudos bioecológicos e de aprimoramento das técnicas de criação do mexilhão **Perna perna** iniciaram-se a partir de 1976. A mitilicultura vem sendo praticada comercialmente desde 1983 em Ubatuba, mas sem o apoio político necessário para o desenvolvimento da atividade . Assim , iniciativas pontuais como as do Instituto de Pesca em seu projetos de transferência de tecnologia , entre os quais em parceria com o projeto TAMAR-IBAMA e

* Instituto de Pesca - SAA cx postal 28 cep 11680-000 Ubatuba - SP **Fundação Pró - Tamar e-mail tamaruba @netvale.com.br *** CATI - SAA São Sebastião - SP

a CATI, tem obtido resultados positivos e sólidos embora num processo moroso. No Litoral Norte de São Paulo totalizam - se 36 produtores , sendo 90% do total composto por pescadores ou pessoas envolvidas diretamente ao setor pesqueiro, distribuídos ao longo do litoral conforme FIGURA1.O sistema de cultivo utilizado pelos produtores é o espinhel ou "Long Line" descrito por OSTINI;GELLI(1996) e a semeadura é pelo sistema francês descrito por RAFAEL (1983).

Concluímos que, a mitilicultura no Estado de São Paulo se encontra em fase de implantação dos parque produtivos e de abandono por parte dos órgãos de competência resolutória. Com a implantação dos cultivos na região do Litoral Norte vários problemas até hoje não foram solucionados , como aquisição do registro de aquicultor, demora na aprovação do Decreto Presidencial nº1965, desinteresse da atividade a nível municipal como potencial geradora de empregos, falta de certificação do produto pelo serviço inspeção federal e estadual, escoamento inadequado de produção para os pontos de comercialização, falta de pessoal especializado para assistência técnica e extensão pesqueira , subaproveitamento das estruturas de cultivo por parte dos produtores entre outros



FIGURA 1 Localização dos cultivos do mexilhão no Litoral Norte Paulista

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FAGUNDES,L.;HENRIQUES,M.B.;OSTINI,S.;GELLI,V.C. Custos e Beneficios da mitilicultura em espinhel no sistema empresarial e familiar. Informações Econômicas, SP, @(27)32-46,1997.

FAO FISHEREIS CIRCULAR , Roma: 815,1994

FIGUEIRAS, A. Dessarollo actual del cultivo del mejillon (**Mytilus edulis)** y possibilidade de expasion IN: TECNICAL CONFERENCE ON AQUACULTURE KYOTO 1976.

* Instituto de Pesca - SAA cx postal 28 cep 11680-000 Ubatuba - SP **Fundação Pró - Tamar e-mail tamaruba @netvale.com.br *** CATI - SAA São Sebastião - SP

OSTINI,S.; GELLI,V.C. Manual Técnico de mitilicultura ,Instituto de Pesca .Secretaria de Agricultura do Estado de São Paulo 45p 1996.

RAFAEL,P.R.B. mitilicultura :IN Manual de Maricultura .RJ:Instituto da Marinha ,(%)1-23.1983.

GELLI, V.C.; PEREIRA, R.T.L.; GIFFONI, B.B.; ALVES, M.R.P. Caracterização da mitilicultura no litoral norte de São Paulo. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Rio Grande, 1998, p 585-586.

* Instituto de Pesca - SAA cx postal 28 cep 11680-000 Ubatuba - SP **Fundação Pró - Tamar e-mail tamaruba @netvale.com.br *** CATI - SAA São Sebastião - SP

MITILICULTURA, UMA ALTERNATIVA DE RENDA AO PESCADOR ARTESANAL

GIFFONI, B.B [1]; GELLI,V.C [2] & GALLO, B.M.G [1]

INTRODUÇÃO:

A pesca é uma das mais antigas atividades praticadas pelo homem e apesar do crescente progresso alcançado nos meios de produção, processamento e comercialização do pescado, a pesca ainda conserva a velha característica de ser uma atividade puramente extrativista, onde os limites de explotação são determinados pela própria natureza (Paiva, 1986). Como consequência dessa característica, a redução dos estoques pesqueiros, ao longo dos anos, tem sido crescente, e a ultrapassagem desses limites de forma contínua só é possível com o implante de projetos de aquicultura (Araújo, 1994).

Em Ubatuba, litoral norte de São Paulo, a situação não é diferente, atingindo principalmente as comunidades pesqueiras tradicionais, fazendo com que os pescadores artesanais da região abandonem a pesca em busca de atividades mais rentáveis (Baptistotte, 1997) Aliado a isso, a forte pressão imobiliária existente na região faz com que uma grande parcela desses pescadores vendam suas casas, afastando-se por completo das atividades ligadas ao mar. (Brondizio, 1994)

Levando-se em conta que para reduzirmos a degradação do ambiente costeiro e marinho é fundamental apresentarmos alternativas que melhorem o nível de vida das populações costeiras (Agenda 21), o Projeto TAMAR – IBAMA em conjunto com o Instituto de Pesca da SAA – SP buscaram dentre essas alternativas uma opção que fosse auto – sustentável, que não interferisse negativamente no meio ambiente e que também promovesse um resgate cultural dessas comunidades tradicionais.

Este trabalho tem como objetivo relatar a experiência do Projeto TAMAR - IBAMA e do Instituto de Pesca SAA - SP, que em parceria implantaram desde setembro de 1996, para pescadores artesanais da praia do Engenho, Ubatuba - SP, um cultivo de mexilhões como proposta de alternativa de renda para os mesmos.

METODOLOGIA:

O cultivo de mexilhão fundeado na praia do Engenho é do tipo espinhel ou “long-line,” descrito por Ostini & Gelli (1994), e a semeadura é pelo sistema francês, descrito por Rafael (1983) e o mesmo tem capacidade para produzir 3,0 ton

Os pescadores que ficaram com o long-line tinham experiências prévias na área de mitilicultura devido a um projeto de extensão pesqueira iniciado em 1995, no mesmo local, pelo Instituto de Pesca

O cultivo foi implantado sob forma de replicabilidade, ou seja: foi acordado com os pescadores que após a primeira colheita os mesmos repassariam ao Projeto TAMAR – IBAMA o valor necessário para montagem de um novo “long-line” o qual seria repassado a outros pescadores sob as mesmas condições, assegurando dessa maneira a continuidade da transferência da tecnologia de cultivo do mexilhão Perna perna.

RESULTADOS

Antes da implantação do cultivo de mexilhões na praia do Engenho, havia na mesma apenas um "long-line," fundeado pelo Instituto de Pesca como projeto experimental de extensão pesqueira. Hoje além desse long-line, que já existia e do que foi implantado, existem mais outros três e o interesse por parte dos moradores locais é crescente, o que demonstra que o modo de vida extrativista, comum nas comunidades costeiras tradicionais está se modificando gradativamente, dando lugar a utilização racional dos recursos naturais
Os pescadores que ficaram com o "long-line" implantado pelo Projeto TAMAR – IBAMA em conjunto com o Instituto de Pesca, já o replicaram e esse novo cultivo foi fundeado para um outro pescador, morador de outra comunidade.

DISCUSSÃO:

Mesmo existindo na praia do Engenho diversos pescadores interessados em adquirir esse novo "long-line," preferimos fundeá-lo em outra comunidade objetivando despertar o interesse de novos pescadores para mitilicultura, capacitando e transferindo a tecnologia de cultivo do mexilhão Perna perna para os mesmos, já que no Engenho esse mesmo processo de capacitação e transferência de tecnologia encontra-se bem solidificado.
Apesar da demanda por novos cultivos por parte dos pescadores locais ser crescente e da experiência pontual na comunidade da Almada ter sido positiva, ainda existem muitos problemas a serem solucionados tais como: a aprovação do decreto presidencial nº 1695 que garantirá ao produtor a estabilidade no local através da concessão das áreas para cultivo, o escoamento adequado da produção para os pontos de comercialização, necessidade de uma campanha direcionada aos bares, restaurantes e pousadas da região, promovendo o mexilhão proveniente de cultivo, entre outros. Também é necessário que orgãos competentes do governo, ONGs e a iniciativa privada incentivem projetos semelhantes que através do melhoramento das condições sócio - econômicas das comunidades costeiras e marinhas impeçam ou pelo menos reduzam a degradação ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

AGENDA 21 (1992). Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (17) 195-212, 3 a 14 jun, 1992

PAIVA, M.P (1986). Fundamentos da Administração Pesqueira. Editerra, Brasília, (1) 17-21

OSTINI & GELLI (1994) Manual Técnico de Mitilicultura. Instituto de Pesca - SAA 45p,

RAFAEL, P.R.B. (1983) Mitilicultura - Enfoque Tecnológico: in Manual de Maricultura RJ: Instituto de Pesquisa Marinha, (5) 1-23

ARAÚJO, A.A.B. (1994) Obtenção de Sementes de mexilhão Perna perna (Bivalvia - Mytilidae) em Estruturas Manufaturadas, na Ponta do Papagaio, Palhoça - Santa Catarina Dissertação de Mestrado apresentada ao curso de Pós – Graduação em Aquicultura do

Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina. 106pp, Florianópolis

BRONDIZIO, L. S. (1994) Extensão Pesqueira e Ação Conservacionista: Preservação das Tartarugas Marinhas em Ubatuba, SP - Brasil. Monografia apresentada ao Departamento de Biologia Marinha da Universidade Federal do Rio de Janeiro para obtenção do diploma de Bacharel em Biologia Marinha. 43pp

BAPTISTOTTE, C;THOMÉ, J.C.A; MARCOVALDI, M.A; SANGÁLIA, C.GALLO,B; LIMA, E.H.S.M.;SANCHES,T.M; CASTILHOS, J.C. de VIEITAS,C. (1997) Projeto TAMAR - Conservação e Envolvimento Comunitário. Conferência Nacional de Educação Ambiental, Brasília - DF
[1] Fundação Pró - Tamar, rua Antônio Athanásio nº 273, Itaguá - Ubatuba-SP cep 11680-000 fone (012) 4326202 fax (012) 4326810 email tamaruba@netvale.com.br [2] Instituto de Pesca - SAA cx postal 28 cep 11680-000 Ubatuba-SP fone fax (012) 4321254

GIFFONI, B.B.; GELLI, V.C.; GALLO, B.M.G. Mitilicultura, uma alternativa de renda ao pescador artesanal. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Anais...**, Rio Grande do Sul: Fundação Universidade Rio Grande, 1998, p 653-654.

1404 A IMPORTÂNCIA DA FOTOGRAFIA E DO VÍDEO COMO METODOLOGIA DE ESTUDO DAS TARTARUGAS MARINHAS.

Guy M.F.G. dei Marcovaldi[1]; Claudio Bellini[1] & Taisi M. Sanches[2]
1 Projeto TAMAR/IBAMA – C.P. 50 Fernando de Noronha PE 53990-000 Fax:081.6191367
2 Fundação Pró-TAMAR – C.P. 50 Fernando de Noronha PE 53990-000 Fax: 081. 6191269.

Fotografia e vídeo têm sido amplamente utilizados em todo o mundo em estudos sobre diversos aspectos da biologia de inúmeros organismos tornando-se ferramentas básicas em alguns casos. Para as tartarugas marinhas, animais ameaçados de extinção, o registro através destes recursos foi importante nesse levantamento das espécies presentes no Brasil e das áreas de reprodução realizado pelo Projeto TAMAR, na década de 1980. Para efetivar a campanha pela proteção e conservação das tartarugas marinhas, fotografias e imagens foram essenciais na produção de “posters”, filmes, exposições e palestras itinerantes nas comunidades litorâneas e centros de grande visitação pública como escolas, aquários, museus, no país e no exterior, bem como as Bases do Projeto TAMAR. Atualmente, o Projeto TAMAR tem incrementado o acervo de imagens colecionado ao longo dos anos, visto que o estudo de muitos aspectos da biologia das tartarugas marinhas, ainda pouco conhecidos, pode ser facilitado e enriquecido através desses tipos de registros como por exemplo ocorrências de indivíduos machos em terra, hibridismo, malformação, captura em redes de pesca, primeiros registros de ocorrências, acasalamento, entre outros aspectos etológicos, além da foto-identificação que vem sendo preliminarmente utilizada no monitoramento de áreas de alimentação completando estudos sobre o crescimento de indivíduos residentes.

MARCOVALDI, G.M.F.G. dei.; BELLINI, C.; SANCHES, T.M. A importância da fotografia e do vídeo como metodologia de estudo das tartarugas marinhas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998. p.359. ref.1404.

1120 ESTUDO COMPARATIVO DO SUCESSO DE IX LOSmO PARA DIFERENTES TIPOS DE MANEJO DE NINHOS DA ESPICIE *Caretta caretta* NA BASK DO PROJETO TAMAR-IBAMA DE PRAIA DO FORTE, BAHIA.

Maria A. Marcovaldi & Adriana P. D'Amato.
Fundação Pró TAMAR. Caixa postal 2219, Rio Vermelho, Salvador - BA, 40210-970. E-mail: protamar@e-net.com.br

O Projeto TAMAR-IBAMA, desde sua criação em 1980 vem aprimorando as técnicas de proteHno e manejo das tartarugas marinhas nas principais áreas de desova no Brasil. A Base da Praia do Forte, um dos maiores sítios de reprodução do litoral, atua em uma área de cerca de 50 km de extensão. Três tipos de tratamento são dados aos ninhos de *Caretta caretta* nessa área: in situ (permanecem em seu local original de postura, grupo controle); transferidos para o cercado de incubação na área de desova, expostos a sol e chuva plenos; e transferidos do local de origem para a praia, em áreas de maior concentração de desova. O objetivo deste estudo é verificar qual tipo de manejo permite uma melhor taxa de eclosão, levando-se em conta que estudos preliminares demonstraram que para os dois tipos de tranferência em questão a proporção macho/fêmea não é modificada. Nas temporadas de desova de 94/95, 95/96 e 96/97 o número de ninhos protegidos com o tempo de transferência entre 6 e 12 horas após a oviposição foi respectivamente, 355, 462, 514. As taxas de eclosão para as diferentes situações foram: ninhos in situ - 70,40%, 75,30%, 72,30%; ninhos transferidos para a praia - (>0,(>0%, 67,10%, 69,00%; ninhos transferidos para o cercado - 53,50%, 66.70%, 64,30%. Os resultados referentes às últimas três temporadas sugerem que as taxas de eclosão são maiores para ninhos in situ, seguidas dos transferidos para a praia e cercado.

Marcovaldi, M.Â.G. dei & **D'Amato,** A.F., 1998. Estudo comparativo do sucesso de eclosão para diferentes tipos de manejo de ninhos da espécie ***Caretta caretta*** na Base do Projeto **TAMAR/IBAMA** de Praia do Forte, Bahia. Congresso Brasileiro de Zoologia, 22, Recife, PE, **8-13** Fevereiro, **p 285**.

EFICÁCIA CLÍNICA DO TRATAMENTO DA PAPILOMATOSE CUTÂNEA ASSOCIADA A ***KLEBSIELLA SP***. EM TARTARUGAS MARINHAS ***(CHELONIA MYDAS E ERETMOCHELYS IMBRICATA***) COM UMA VACINA BACTERINA.

MOACYR ANTÔNIO DE MORAES NETO[1] E ADRIANA D'AMATO[2]

1. CLÍNICA VETERINÁRI VILAS DO ATLÂNTICO, SALVADOR-BA, VETVILAS@CPUNET.COM.BR;
2. PROJETO TAMAR-IBAMA, PRAIA DO FORTE-BA, PROTAMAR@E-NET.COM.BR

RESUMO:

Tartarugas marinhas têm sido acometidas por papilomatose juvenil. Principalmente nas tartarugas marinha da espécie Chelonia mydas, esta é uma doença de ocorrência natural que acomete da mesma forma animais de vida livre e animais criados confinados, sendo observada com freqüência no litoral norte da Bahia. Embora algumas destas tartarugas apresentem uma doença auto limitante, onde a cura espontânea ocorre após um breve período, outras são mais seriamente afetadas, continuando doentes por um longo período devido provavelmente a incapacidade de desenvolver espontaneamente mecanismos imunológicos apropriados para combater a infecção. Inicialmente tentamos tratar os animais acometidos com injeções semanais de cloro-butanol (50,0 mg/Kg); não obtendo resultados satisfatórios. A associação de enrofloxacina (5,0 mg/Kg/sid) e dexametasona (1,0 mg/Kg/sid) ao cloro-butanol (U.I) produziu melhores resultados; entretanto não se mostrou suficiente para controlar a doença. Uma tartaruga da espécie ***Eretmochelys imbricata*** (comprimento de carapaça = 81,5 cm), que apresentava um tumor de 3,0 Kg na nadadeira anterior esquerda e vários papilomas, recebeu em primeira instância tratamento cirúrgico com a remoção completa do mesmo e da maioria dos papilomas, além do tratamento descrito com cloro-butanol, dexametasona (aziun) e enrofloxacina (flotril). Imediatamente após suspendermos a medicação começaram a reaparecer os papilomas. Três meses após a cirurgia o tumor da nadadeira re-incidiu alcançando rapidamente grandes proporções, sendo então realizada uma nova cirurgia. Após esta Segunda cirurgia repetimos o tratamento com Aziun e o Flotril por mais uma semana e iniciamos as aplicações da autovacina elaborada a partir das amostras coletadas a cirurgia. Logo após o início destas aplicações os papilomas começaram a regredir, completando a regressão após 30 dias de tratamento. O animal em questão faleceu 6 meses após a Segunda cirurgia, com uma metástase pulmonar, sem apresentar, no entanto, novos papilomas. A autovacina bacterina, com microorganismos provenientes dos papilomas apresentou melhores resultados do que todos os outros tratamentos experimentados por nós nas tartarugas marinhas tratadas (n=7), obtendo-se a cura em 97% dos casos. Da mesma forma que o papel dos microorganismos na patogenia da papilomatose cutânea ainda não está completamente esclarecido tem sido registrada dificuldade em se reproduzir os resultados dos tratamentos relatados. A utilização de autovacinas, obtidas através de diferentes técnicas laboratoriais, vêm sendo mundialmente pesquisada e utilizada como uma alternativa para o tratamento da

papilomatose nas várias espécies de animais sensíveis. Apesar disto, sua utilização não é eficaz em 100% dos casos e também não se consegue reproduzir os resultados. O papel das bactérias as vezes isoladas nestas lesões também têm sido muito discutido; acredita-se que na maioria dos casos elas sejam oportunistas responsáveis apenas pela infecção secundária das lesões. Os resultados positivos obtidos com a inoculação experimental de autovacinas bacterianas podem estar relacionados à ativação do sistema imunológico produzida pelas aplicações sucessivas dos antígenos bacterianos das vacinas, induzindo a ativação de todo o sistema imunológico; e não a produção de uma imunidade específica. De qualquer modo, registramos os resultados parciais obtidos com a elaboração e utilização de uma autovacina bacteriana no tratamento da papilomatose cutânea associada a Klebsiella sp. Em tartarugas marinhas, destacando que há ainda muito o que se pesquisar até que se encontre uma forma realmente segura, eficaz para tratar esta doença.

MORAES-NETO, M.A.; D'AMATO, A.F. Eficácia clínica do tratamento da papilomatose cutânea associada à Klebsiella sp.em tartarugas marinhas (Chelonia mydas e Eretmochelys imbricata) com autovacina bacteriana. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLÓGICOS, 22., E ENCONTRO INTERNACIONAL DE ZOOLÓGICOS, 4., 1998. Salvador. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1998.

ISOLAMENTO DE *KLEBSIELLA SP* ASSOCIADA A PAPILOMATOSE CUTÂNEA EM TARTARUGAS MARINHAS DAS ESPÉCIES *CHELONIA MYDAS* E *ERETMOCHELYS IMBRICATA* .

MOACYR ANTÔNIO DE MORAES **NETO**[1] E **ADRIANA D'AMATO**[2].

1**CLÍNICA** VETERINÁRIA VILAS DO ATLÂNTICO , SALVADOR - **BA** ,
VETVILAS@CPUNET.COM.BR ;
2 **PROJETO TAMAR - IBAMA ,** PRAIA DO FORTE - BA, **PROTAMAR@E-NET.COM.BR.**

RESUMO ;

Temos encontrado com freqüência papilomas em tartarugas marinhas na base do projeto Tamar da Praia do Forte, Bahia, sendo a espécie *C. mydas* a mais atingida. Esta doença tem sido mais comum entre os animais juvenis. A transmissão natural parece ocorrer por simples contato, sendo que a água pode atuar como veículo do agente etiológico favorecendo a disseminação do mesmo; sobretudo nos animais mantidos em cativeiro. As áreas mais afetadas são os membros (nadadeiras anteriores e posteriores), pescoço e em tomo dos olhos e da cloaca. Macroscopicamente as lesões adquirem um aspecto tumoral irregular, semelhante a uma couve-flor, apresentando uma consistência bastante firme. Histológicamente se estabelecem no tecido conjuntivo subjacente, onde encontramos hiperplasia das células do estrato espinhoso e aumento da eleidina e da ceratonina. Os fibroblastos são observados apenas nas áreas ulceradas das lesões. Apesar da maioria das tartarugas marinhas acometidas apresentarem uma infecção auto limitante, ocorrendo a cura espontânea após poucos meses, alguns destes animais são mais seriamente afetados, permanecendo doentes por um longo período e sendo incapazes de desenvolver espontaneamente mecanismos imunológicos apropriados para combater a infecção. Nestes animais, muitas vezes, o papiloma toma uma forma plana, pouco elevada, não pediculada, que apresenta menor exuberância do tecido conjuntivo dando origem a uma Paniculite Fibrogranulomatosa Proliferativa Focai. Tais neoformações são invasivas e persistentes; debilitam o animal e comprometem sua sobrevivência, exigindo tratamento cirúrgico apropriado. Embora a maioria dos papilomas de origem infecciosa sejam provocados por vírus, algumas bactérias têm sido ocasionalmente isoladas destas lesões, i.e., por vezes as reproduzem quando inoculadas experimentalmente em animais sensíveis. Nos últimos anos isolamos várias cepas de *Klebsiella sp* em repetidas amostras de papilomas juvenis de tartarugas marinhas das espécies C, *mydas* e *E. Imbricata*. A presença deste microorganismo em diferentes amostras nos fez avaliar a possibilidade de seu envolvimento no processo. Neste sentido, inoculamos algumas destas cepas de *Klebsiella sp.*, cultivadas em laboratório e repicadas por 5 vezes, de modo a evitar a transmissão paralela de algum vírus; e reproduziram, de forma experimental, a doença em camundongos na mesma proporção (51%) que a inoculação de um extrato do papiloma "in natura". De fato o isolamento de bactérias associadas a papilomas em várias espécies de animais vem sendo muito pesquisado a vários anos, sem que entretanto se tenha conseguido estabelecer definitivamente seu papel na patogenia da doença. Tais observações sugerem o envolvimento da *Klebsiella sp*. na etiologia de parte dos papilomas juvenis das tartarugas C *mydas* e *K imbricata*, ou seu envolvimento na patogenia da doença.

Salvador, Bahia, 1998

1138 CONSERVAÇÃO E MANEJO DE DESOVAS DE *Caretta caretta* E *Eretmochelys imbricata* NA BASE EXPERIMENTAL DO SUL DA BAHIA NAS TEMPORADAS REPRODUTIVAS DE 94/95, 95/96 E 96/97.

Luciana M. de P. Moreira[1]; Cecília Baptistotte[1] & Lúcia A. S. Almeida[2,1] Projeto TAMAR - IBAMA, Av. Paulino Müller 1111 - Jucutuquara - Vitória - ES - CEP 29.042-571
Email: tamares@npd.ufes.br. [2] Fundação pró-TAMAR.

A Base Experimental do sul da Bahia iniciou em novembro de 1994 monitorando 57 km de praias com limite na praia Dois (18°20'S 39°40'W) até a foz do rio Peruípe (17°55'S 39°22'W). O Projeto TAMAR - IBAMA desenvolve atividades de conservação e manejo e possui uma sede localizada na cidade de Mucuri. Nas temporadas reprodutivas de 94/95, 95/96 e 96/97 foram registradas os seguintes dados respectivamente: número de desovas de *Caretta caretta* 56, 74 e 134 e de *Eretmochelys imbrícata* 16, 6 e 3; tempo de incubação médio de ninhos In Situ para *Caretta caretta* de 76 (n=22), 63 (n=5) e 59 (n=54) dias; tempo de incubação médio de ninhos transferidos para *Caretta caretta* de 51 (n=30), 56 (n=68) e 55 (n=74) dias; tempo de incubação médio de ninhos transferidos para *Eretmochelys imbrícata* de 54 (n=16), 57 (n=6) e 51 (n=3) dias. Observou-se uma maior atividade de postura no período de out-dez para *Caretta caretta* (88,39%). Outros resultados serão expostos e comentados.Órgãos Financiadores: Petrobras ;Bahia Sul Celulose.

1998

ESTUDO DE JUVENIS DE TARTARUGAS MARINHAS (*Eretmochelys imbricata e Chelonia mydas*) NO ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA, BRASIL*

SANCHES, T.M.[1]; BELLINI,C.[2]

Palavras-chave: tartaruga marinhas; área de alimentação; conservação.

Introdução

O Arquipélago de Fernando de Noronha é uma das 22 áreas de monitoramento do Projeto TAMAR, criado em 1980 para proteger e pesquisar as cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil (Marcovaldi, Marcovaldi, 1985). Desde 1984, as temporadas reprodutivas de *Chelonia mydas* (*C.m.*) são acompanhadas no arquipélago e, em 1987, teve início o estudo da população residente de juvenis desta espécie e de *Eretmochelys imbricata* (*E.i.*), que residem no arquipélago (Bellini, Sanches, 1996). Embora a implantação desta Base tenha passado por dificuldades por estar situada distante da costa, em 1992, o estudo foi sistematizado, adequando-se a ficha de campo e o Banco de Dados utilizado também em outros pontos do país (Marcovaldi et al., 1998).

Material e métodos

O arquipélago de Fernando de Noronha, situado 215 milhas náuticas da costa nordeste do Brasil (3°50'S 32°24'W) é composto por uma ilha e 20 pequenas ilhotas vulcânicas, que perfazem 26 Km^2. É banhado por um ramo da corrente Sul-Equatorial de águas quentes e calmas. Em 1988, parte do arquipélago (70%) foi decretada pelo IBAMA como Parque Nacional Marinho, sendo que as principais áreas de ocorrência de tartarugas estão protegidas. A Baía do Sueste tem sido a principal área do estudo por estar próxima à Base e por ser uma importante área de concentração de juvenis de tartarugas marinhas. Abriga também rica ictiofauna, e alta concentração de corais, algas, esponjas e ascídias coloniais comuns aos recifes rasos da costa nordeste brasileira (Maida et al., 1995). Apesar de voltada para mar aberto, a baía é abrigada, de águas calmas e geralmente turvas por ter influência direta do mangue que ali ocorre. As profundidades médias da baía são 4m na maré alto e 2m na maré baixa. Através de mergulho livre - em apnéia – foram monitoradas as principais áreas de concentração de tartarugas marinhas. Observou-se vários aspectos do comportamento e, através da captura de alguns indivíduos, foram realizados marcação (segundo Limpus, 1992), coleta de dados biométricos do comprimento e da largura curvilíneos da carapaça (com o uso de fita métrica plástica) e registro do peso (Com o uso de dinamômetros). A captura foi manual, sem o uso de qualquer tipo de equipamento, como redes por exemplo, realizada por dupla de mergulhadores. Em plaquetas de PVC, a lápis, foram anotados as marcas, as medidas da carapaça, além de data, local e horário da observação, profundidade local, duração do mergulho e outras observações relevantes. Caso estivessem próximos da praia, a tartaruga era levada em terra para registro de peso e liberada. Raramente foram usados equipamentos de mergulho autônomo por dificultarem a natação e agilidade necessárias para a captura, porém foram usados para registros em imagens de vídeo e fotografia os quais têm sido excelentes ferramentas para o estudo. Os dados foram inseridos no Banco de Dados do TAMAR.

Resultados e discussão

Nestes anos de estudo, foram realizados 781 registros no arquipélago de Fernando de Noronha. Destes, 701 correspondem a capturas de *E.i*. e 77 de *C.m*. (os três restantes são referentes a outras espécies). Em relação a indivíduos encontrados mortos, foram realizados 8 registros (3 *E.i.,* 4 *C.m*. e 1 *Lepidochelys olivacea* emalhada em rede de pesca). Também foram registrados vivos 1 *Dermochelys coriacea*, emaranhada em cabo de espinhel para pesca de tubarão em alto mar e trazido até ao arquipélago por um pescador e 1 *Caretta caretta*, provavelmente em migração. Com a conquista de maior estabilidade, tanto logística quanto técnica, os pesquisadores sistematizaram o trabalho e aprimoraram as metodologias utilizadas, evoluindo assim para um maior número de registros (Figura 1). O número de registros de *E.i.* foi maior que o de *C.m*. devido, provavelmente, à maior dificuldade que os pesquisadores encontraram de se aproximar desta espécie de comportamento arisco.

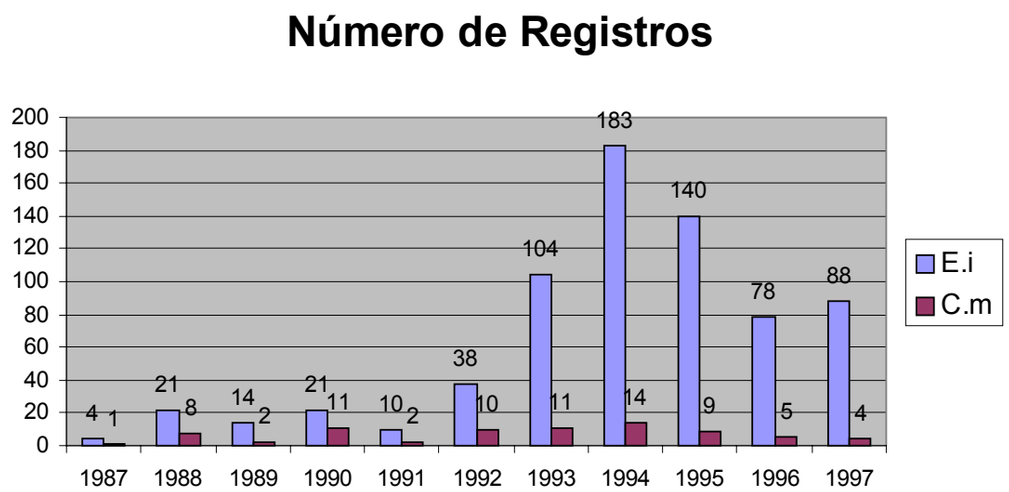


Figura 1 – Registros de *Eretmochelys imbricata* (*E.i*.) e *Chelonia mydas* (*C.m*.) por ano.

De 186 indivíduos catalogados, 132 (71,0%) não foram recapturados; 21 (10,2%) foram recapturados uma vez e 33 (18,8%) foram recapturados duas vezes ou mais. Dos 186 indivíduos, 61 (32,8%) correspondem a *C.m*. e 125 (67,2%) a *E.i*. sendo que o maior número de recapturas corresponde a esta espécies. As profundidades dos locais de registros foram entre 0,50m e 42,0m. Dentre os pontos registrados, na Baía do Sueste houve o maior número de registros. A freqüência em que tartarugas são avistadas na área é notável, por isto é muito procurada por guias locais para a prática do mergulho livre. O acesso à porção leste da baía, com um extenso banco de recifes, por tornar-se muito rasa durante a maré baixa, foi proibido aos turistas para evitar degradação daquele ambiente (Bellini et al., 1995). Outros pontos de maior número de registros foram Porto Santo Antônio, praias do Boldró e do Sancho, Ponta da Sapata, Praia do Leão e enseadas do Pepino e Abreu. Através dos menores e maiores valores registrados para peso e medidas curvilíneas de comprimento

e largura da carapaça dos indivíduos capturados observa-se que os dados correspondem a indivíduos juvenis e sub-adultos (Tabela 1).

Tabela 1 – Comprimento e largura (C e L, em cm) curvilíneos da carapaça e Peso (P, em Kg) registrados por espécie

ESPÉCIE	C.min	C. máx.	N	L min	L. máx	N	P min	P máx	N
Chelonia mydas	32,0	83,0	71	26,5	73,0	35	3,800	31,000	40
Eretmochelys imbricata	30,5	84,0	395	26,0	68,0	287	1,500	42,000	277

Geralmente, as tartarugas foram avistadas alimentando-se nos bancos de algas bentônicas. As *E.i.* também foram freqüentemente observadas alimentando de ouriços, raspando corais e esponjas. Indivíduos desta espécie mostraram-se mais solitários que *C.m.*, geralmente avistados aos pares ou em grupos. Na Baía do Sueste observou-se certa fidelidade de alguns indivíduos de *E.i.* em relação ao local da observação, durante anos, sugerindo que esta espécie tenha comportamento mais territorialista que a outra. Freqüentemente as tartarugas foram observadas repousando em tocas e, algumas vezes foram observados pequenos peixes se alimentando na carapaça das tartarugas. Normalmente observou-se a colonização de algas e briozoários na carapaça e, em 2 *E.i.* foram vistos caranguejos entre a cloaca e a porção terminal da carapaça.

Conclusão

Embora o estudo da ecologia das tartarugas marinhas tenha avançado muito nas duas últimas décadas, a alimentação destes animais é ainda pobremente conhecida. A maior parte dos estudos sobre taxas de crescimento e idade de tartarugas marinhas foram realizados com dados obtidos em cativeiro que refletem muito pouco porém, o crescimento da natureza. Existem alguns estudos sendo realizados sobre alimentação e crescimento em ambiente natural (Havaí, Ilhas Virgens dos E.U.A., Ilhas de Mona e de Monito, República Dominicana e Austrália), mas no Brasil são poucos os trabalho que abordaram estes aspectos (Ferreira, 1968; Sazima, Sazima, 1983). A conservação de espécies ameaçadas precisa de estudos que contribuam para aprimoramento de metodologias aplicadas no manejo e no monitoramento de indivíduos em ambiente natural. Deste modo os autores pretendem dar continuidade às observações e pretendem intensificar o estudo em outros pontos do arquipélago com a finalidade de melhor descrever a estrutura das populações existentes. Sem dados de crescimento é difícil determinar a idade e o tempo de maturação baseando-se no tamanho do indivíduo. Consequentemente, segundo Boulon Jr. (1994), saber o tempo para uma tartaruga marinha atingir a maturação é importante para determinar como as medidas de manejo devem ser implementadas para aumentar os níveis de desovas nas praias para recuperação das populações. Além disto, esta área, e também áreas vizinhas como o Atol das Rocas (Marcovaldi, Filippini, 1991), por exemplo, pode estar abrigando indivíduos de populações protegidas em outros lugares do mundo, ou do próprio país – a principal área de reprodução de *Eretmochelys imbricata* é na Bahia (Marcovaldi, Laurent, 1996), onde recursos estão sendo revertidos para a conservação. Os mecanismos que regulam a produtividade das populações de tartarugas marinhas são áreas críticas para pesquisa (Bjorndal, 1998) e, segundo Chaloupka (1998), o conhecimento da dinâmica do crescimento de uma espécie é essencial para manter o desenvolvimento das teorias de

história natural e dos modelos de dinâmica populacional para espécies sujeitas a impacto de diversas origens como as tartarugas marinhas.

Referências bibliográficas

BELLINI, C., SANCHES, T.M. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. Marine Turtle Newsletter,n.74, p.12-13, July, 1996.

BELLINI, C., FERREIRA, B.P., MAIDA, M., SANCHES, T.M. Levantamento e avaliação preliminar da ictiofauna e dos corais da Baía do Sueste (Arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil) para monitoramento e implantação de sinalização submarina na área. In: CONGRESSO NORD. DE ECOLOGIA, 6, 27-30 set. de 1995, João Pessoa. **6° Cong. Nord. De Ecol**. João Pessoa: 1995. P114.

BJORNDAL, K.A. Roles of sea turtles in marine ecosystems: nutitional ecology and productivity. In: SYMP. INTER. BIOL. Y CONSERV. DE LAS TORTUGAS MARINAS, 18vo, 3-7 Marzo de 1998, Mazatlán. **18vo Symp. Intern. Biol. Y Conserv. De las Tortugas Marinas**. Mazatlán, Máxico, 1998. p.2.

BOULON Jr., R.H. Growth rates of wild juvenile hawksbill turtles, *Eretmochelys imbricata*, in St. Thomas, United States Virgin Islands, **Copeia**, n.3, p.811-814, 1994.

CHALOUPKA, M. Sea turtle growth dynamies: a review. In: SYMP. INTERN. BIOL. Y CONSERV. DE LAS TORTUGAS MARINAS, 18vo, 3-7 Marzo de 1998, Mazatlan. **18vo Symp. Intern. Biol. Y Conserv. De las Tortugas Marinas**: Mazatlán, México, 1998. p.28

FERREIRA, M.M. Sobre a alimentação da aruanã, Chelonia medas, ao longo da costa do Estado do Ceará. **Arqs. Estaç. Biol**., Univ. Ceará, n.8. p.83-86, mar. 1968.

LIMPUS, C.J. Estimation of tag loss in marine turtle research. **Wildl. Res**., n.19, p.457-169, 1992.

MAIDA, M., FERREIRA, B.P., BELLINI, C. Avaliação preliminar do recife da Baía do Sueste, Fernando de Noronha, com ênfase nos corais escleractíneos. **Bol. Técn. Cient. CEPENE**, Tamandaré, v.3, n.1, p.37-47, 1995.

MARCOVALDI, M.Â.A.G. dei, MARCOVALDI, G.M.F.G. dei. **Projeto TAMAR**. Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, 1985, 48p.

MARCOVALDI, M.Â.,FILIPPINI, A. Trans-Atlantic movement by a juvenile hawksbill turtle. **MTNewsl**., n.52, p.3, 1991.

MARCOVALDI, M.Â., LAURENT,A. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Brazil, with implications for conservation for conservation and management. **Chelonia Conservat. And Biology**, v.2, n.1, p.55-59, 1996.

MARCOVALDI, M.Â., SILVA, A.C.D. da, GALLO, B.M.G., BAPTISTOTTE, C., VIEITAS, C.F., BELLINI,C., LIMA, E.H.M., CASTILHOS, J.C. de, THOMÉ, J.C.A., SANCHES, T.M. Sea turtles feeding grounds of Brazil. In: SYMP. INTERN. BIOL. Y CONSERV. DE LAS TORTUGAS MARINAS, 18vo, 3-7 Marzo de 1998, Mazatlán. **18vo Symp. Inter. Biol. Y Conserv. De las Tortugas Marinas.** Mazatlán, México, 1998, p.87.

SAZIMA, I., SAZIMA, M. Aspectos de comportamento alimentar e dieta da tartaruga marinha, *Chelonia mydas*, no litoral Norte paulista. **Bolm. Inst. Oceanogr**., São Paulo, v.2, p.199-203, 1983.

SANCHES, T.M.; BELLINI, C. Estudo de juvenis de tartarugas marinhas (***Eretmochelys imbricata*** e ***Chelonia mydas***) no Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Resumos Expandidos...**, Rio Grande: Fundação Universidade do rio Grande, 1998, p. 221-223.

1134 IMPACTOS SOBRE TARTARUGAS MARINHAS CAUSADOS POR EXPLOSÕES:UM ESTADO PRELIMINAR EM FERNANDO DE NORONHA, PE, BRASIL.

Taisi M. Sanches 1 & Cláudio Bellini 2.
1 Fundação Pró-TAMAR-CP 50 Fernando de Noronha PE 53990-000 Fax: 081.6191269.
2 Projeto TAMAR/IBAMA – CP 50 Fernando de Noronha PE 53990-000 Fax: 081. 6191367.

Impactos causados por detonações de explosivos sobre organismos marinhos são pouco conhecidos. Especificamente sobre tartarugas marinhas, estudos referem-se sobre submarinas em plataformas de petróleo, as quais foram relacionadas à mortalidade destes animais devido à desorientação, perda do controle motor e hemorragias, além da mortalidade de mamíferos marinhos e inúmeras espécies de peixes. Em 199, devido à necessidade de obras de infra-estrutura em Fernando de Noronha, a pedreira do Sueste foi reativada e como parte de um plano de monitoramento dos efeitos das explosões sobre golfinhos-rotadores, ***Stenella longirostris***, sob coordenação do IBAMA e da CPRH, foram mensuradas vibrações, intensidade sonora e energia transmitida, tanto em terra como no mar, para detonações de até 100 kg de explosivos. Ao Projeto TAMAR foram relatados os valores obtidos, em levantamento preliminar na Baía do Sueste, vizinha a pedreira e uma das principais áreas de concentração de tartarugas marinhas ***Chelonia mydas*** e ***Eretchelys imbricata*** ambas ameaçadas de extinção, Até o momento nenhuma morte ou outros danos à saúde de tartarugas marinhas na área puderam ser relacionadas às explosões, porém, a comparação dos dados obtidos a outros estudos é importante visto que, além de se tratar de animais ameaçados de extinção, este estudo pode contribuir para os conhecimentos sobre o assunto.

Órgão Financiador: **PETROBRAS.**

SANCHES, T.M.; BELLINI, C. Impactos sobre tartarugas marinhas causados por explosões: um estudo preliminar em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade federal de Pernambuco, 1998, p.288. ref.1134.

OBTENÇÃO DE SEMENTES E CULTIVO LARVAL DE OSTRAS *Crassostrea rhizophorae.* EM LABORATÓRIO

S.M. Santos; F.J.S. ROSA; R.T Fraga e A.C.C Dias da SILVA
Superintendência Estadual do IBAMA- Sergipe – Estação de Aquicultura Estuarina de Areia Branca
Rua do IBAMA, s/n, Povoado Areia Branca
49.000-000 Aracaju, SE, Brasil

A Estação de Aquicultura de Areia Branca, é uma unidade descentralizada da Superintendência Estadual do IBAMA em Sergipe, criada no ano de 1990 localizada as margens do estuário do rio Vaza Barris, que tem como objetivo desenvolver tecnologias em cultivo de animais aquáticos de ambientes estuarinos, visando um manejo sustentável dos recursos naturais pelas comunidades pesqueiras. O presente trabalho, refere-se à obtenção de sementes (spats) da ostra *Crassostrea rhizophorae* em laboratório, e seu cultivo larval na Estação de Aquicultura Estuarina de Areia Branca – IBAMA – SE, para futuros repasses de metodologias e sementes a cultivos comunitários. Foram coletados no ambiente natural 150 reprodutores, os quais passaram por um processo de limpeza em água doce onde foram os incrustantes e outros competidores. Para indução da desova, foram escovadas e colocadas em ambiente climatizado com temperatura de 22°C durante 12 horas, para em seguida serem acondicionadas em bandejas de tela plástica com malha de 10mm em tanques de polietileno com capacidade para 1.000 litros. A liberação de gametas foi verificada entre 03 e 06 horas em 07 fêmeas após a fertilização, 18 milhões de larvas. As larvas foram alimentadas diariamente com microalgas das espécies: *Nannocloropsis oculata*, *Isochrysis tahitiana, Chaetoceros gracilis* e *Tetraselmis tetratheli*. A água foi substituída em dias alternados e as larvas foram capturadas através de filtragem em peneiras de tela com malha de 20,40,76,120 e 220 micra, sendo que em cada filtragem foram retiradas amostras para contagem e verificação da ocorrência de protozoários, em microscópio. A temperatura variou de 24 a 28° C, e a salinidade durante a larvicultura foi mantida em 28 ppm. Para a fixação foram utilizadas conchas de ostras, pratos descartáveis, com a fixação ocorrendo a partir de 23° dia após a fertilização. Os objetivos foram alcançados, comprovando a utilização desta metodologia para suprir de sementes de ostras futuros cultivos comunitários.

SANTOS, S.M.; ROSA, F.J.S.; FRAGA, R.T.; SILVA, A.C.C.D. da. Obtenção de sementes e cultivo larval de ostras ***Crassostrea rhizophorae***, e, laboratórios. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 10., 1998. Recife. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1998, p.181.

IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIE DE PEIXES CAPTURADOS NA PESCA COM REDES DE EMALHAR REALIZADA POR CANOAS NO ENTORNO DA RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL-SE[1]

SILVA, A.C.C.D. da;[2] FRAGA, R.T.[3]
Palavras-chave: identificação; pesca; UC

INTRODUÇÃO

A Reserva Biológica de Santa Isabel, criada em 1988, por cuja decretação a equipe do Projeto TAMAR lutou desde 1983 para proteger, não só é uma importante área de desova da espécie de tartaruga marinha *Lepidochelys olivacea*, como um também ecossistema único representado por dunas e vegetação halófita, serve de refúgio e habitat para inúmeras espécies de animais e aves marinhas migratórias que encontram nesta área um local apropriado para descanso e alimentação. A Rebio, localizada entre a Foz do Rio Japaratuba e a barra sul da Foz do Rio São Francisco no Estado de Sergipe, possui no seu entorno 42 quilômetros de praias, onde em toda a sua extensão pescadores com canoas de madeira partem da praia para lançamento de redes de emalhar desde a arrebentação a até três milhas da costa. Esta modalidade de pesca, antiga e rudimentar é uma importante fonte de renda de subsistência para a comunidade local e, responsável por inúmeros empregos diretos e indiretos. Desde 1995, o Projeto TAMAR monitora esta atividade, controlando o número de embarcações, pessoas envolvidas, artefatos utilizados, espécies capturadas e ocorrência de tartarugas marinhas.

OBJETIVOS

Com os objetivos de: identificar as espécies ocorrentes de peixes, determinar a relação Elasmobrânquios/Teleosteos nas capturas, identificar possíveis predadores de neonatos de tartarugas marinhas e quantificar a totalidade do pescado capturado para projeção com o número de canoas, foi realizado um levantamento de outubro de 1996 a 1997, período de maior produção e melhores condições do mar.

MATERIAIS E MÉTODOS

Com três pescadores, uma canoa de madeira de 06 metros de comprimento e redes de emalhar de fundo, confeccionadas com fio 0,50 mm monofilamento de poliamida e entralhada à 50% com malha de 50 mm entre nós. As redes, unidas e com uma extremidade fixa, foram despescadas duas vezes ao dia, às 5h e às 15h, quando os espécimes eram quantificados, pesados, medidos, analisado o conteúdo estomacal, maturação sexual aparente, sexados os Elasmobrânquios e indivíduos separados para posterior identificação.

RESULTADOS

Foram capturados neste período 2.852 indivíduos, totalizando 2.281, 65 Kg de pescado, com média de 19 dias de atividade por mês.

---

1 Órgãos Financiadores: Fundação Pró-TAMAR e Banco Internacional de Desenvolvimento – BID
2 Projeto TAMAR-IBAMA
3Fundação Pró-TAMAR – Reserva Biológica de Santa Isabel – Pirambu-SE

Entre os Elasmobrânquios, foram identificados duas Famílias da Ordem Squaliformes: Carcharhinidae com quatro representantes e Sphyrnidae com dois representantes, e da Ordem Rajiformes três Famílias, Dasyatidae, Myliobatidae e Rhinopteridae, com uma espécie cada.

Dentre os Teleosteos, foram identificados nas capturas, 19 Famílias com 41 espécies sendo: 01 representante da Família Elopidae, 02 da Família Engraulidae,06 da Família Ariidae, 01 da Família Scorpaenidae, 01 da Família Centropomidae, 01 representante da Família Serranidae, 05 da Família Carangidae, 01 da Família Lobotidae, 01 da Família Gerreidae, 02 da Família Pomadasyidae, 11 representantes da Família Scianidae, 01 da Família Ephippidae, 01 da Família Sphyraenidae, 01 da Família Polynemidae, 01 da Família Trichiuridae, 02 representantes da Família Scombridae, 01 da Família Stromateidae, 01 da Família Soleidae e 01 representante da Famíla Monacanthidae. Os exemplares foram identificados de acordo com literatura consultada.

DISCUSSÃO

A maior incidência de captura entre os Elasmobrânquios foram de espécies da Família Carcharhinidae, com *Carcharhinus porosus* e *Rhizoprionodon lalandei* presentes nas capturas durante todo o período analisado. O estudo demonstrou que a quase totalidade dos indivíduos das Famílias Carcharhinidae e Sphyrnidae capturados não atingiram maturação sexual, indicando sobrepesca pelos pescadores da região (silva, Fraga, 1998). Entre os Sphyrnidae, Sphyrna tiburo demonstrou presença quase exclusiva de machos, justificando a forte segregação sexual apresentada por esta espécie desde os estágios iniciais do ciclo de vida (Araújo, Silva, 1995). Entre os Teleosteos, os maiores índices de capturas (número de indivíduos e peso total) foram de representantes das Famílias Ariidae, Scianidae, Carangidae e Scombridae, revelando que os exemplares destas Famílias somados aos representantes da Família Carcharhinidae, são os principais responsáveis pela renda dos pescadores nesta atividade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARAÚJO, M.L.G., SILVA, V.C. Resultados preliminares do estudo sobre Elasmobrânquios capturados ao longo da Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu. In: REUNIÃO DO GRUPO DE TRABALHO PARA A PESCA E PESQUISA DE TUBARÕES E RAIAS DO BRASIL, 5, 21-24 de novembro, 1995, Rio Grande, RS. **Resumos da 5ª. Reunião do Grupo de Trabalho para a Pesca e Pesquisa de Tubarões e Raioas do Brasil**. Rio Grande: 1995.

FAO. **Species Identification Sheets for Fishery Purposes**/ Western central Atlantic-Fishing Area 31 (I a IV).

FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil**. Introdução. Cações, raias e quimeras. São Paulo: Museu de Zoologia – USP, 1977. v.I.

FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil**. Teleostei (1). São Paulo: Museu de Zoologia - USP, 1978. v. II.

FIGUEIREDO, J.L., MENEZES, N.A. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil**. Teleostei (2). São Paulo: Museu de Zoologia – USP, 1980. v.III.

MENEZES, N.A., FIGUEIREDO, J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil**. Teleostei (3). São Paulo: Museu de Zoologia – USP, 1980. v.IV.

MENEZES, N.A., FIGUEIREDO,J.L. **Manual de Peixes Marinhos do Sudeste do Brasil.** Teleostei (4).São Paulo: Museu de Zoologia – USP, 1985. v.V.

SILVA, A.C.C.D.da, FRAGA, R.T. Levantamento de Elasmobrânquios capturados dentro das três milhas do litoral norte de Sergipe. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., Recife, PE, 8-13 fevereiro, 1998. **22° Congresso Brasileiro de Zoologia, 1998. p.248.**

SILVA,A.C.C.D. da; FRAGA, R.T. Identificação de espécies de peixes capturados na pesca com redes de emalhar realizada por canoas no entorno da Reserva Biológica de Santa Isabel – SE. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 11., 1998. Rio Grande. **Resumos...**, Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, 1998, p.639-640

LEVANTAMENTO DE ELASMOBRÂNQUIOS CAPTURADOS DENTRO DAS TRÊS MILHAS DO LITORAL NORTE DE SERGIPE

Augusto C.C.D. Silva & Roque T. Fraga
Projeto TAMAR/IBAMA Reserva Biológica de Santa Isabel-Fundação PRÒ-TAMAR

Durante sete meses, outubro/96 a abril/97, foram identificados, quantificados e levantados os dados biométricos das espécies de elasmobrânquios capturados nas três milhas do litoral norte Sergipano, compreendido entre a foz do rio japaratuba, município de Pirambu e a desembocadura no braço do rio São Francisco no município de Pacatuba. Utilizando-se de três pescadores, canoa de madeira medindo 6,0mts e rede de malhar de fundo fixa, confeccionadas com fio 0,50mm monofilamento de poliamida e entralhada à 50% com malha e 50mm; sendo despescadas duas vezes ao dia, às 5:00 e às 15:00 rs; quando as espécies capturadas foram quantificadas, pescadas medidas e separadas para identificação. Foram identificadas da Ordem *Squaliformes* duas Famílias: *Carcharhinidae* com quatro representantes e *Sphyrnidae* com dois representantes, e da Ordem *Rajiformes* três Famílias; *Dasyatidae, Myliobatidae* e *Rhinopteridae* com um representante cada. As espécies que apresentaram maior incidência de captura foram *Carcharinus porosus* seguida de *Rhizoprionodon lalandei*, tendo sido capturadas durante todo o período de estudo. A pesquisa demonstrou que a quase totalidade de indivíduos capturados, executando o da Ordem *Rajiformes*, não atingiram a maturação sexual, indicando a sobrepesca destas espécies pelos pescadores da região.

Órgãos financiadores: Fundação PRÒ-TAMAR e Banco Internacional de Desenvolvimento.

SILVA, A.C.C.D. da; FRAGA, R.T. Levantamento de elasmobrânquios capturados dentro das três milhas do litoral norte de Sergipe. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 22., 1998. Recife. **Resumos...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1998, p.248. ref. 976.

PROJETO TAMAR E PROGRAMA DE VISITAS ORIENTADAS/ECOTURISMO EM PIRAMBU-SE

Augusto César Coelho Dias da Silva
Fundação Pró-TAMAR–Reserva Biológica de Santa Isabel S/N Pirambu-SE
CEP: 49.190-000
Roque Tosta Fraga; José Tadeu de Oliveira; Fábio Lira das Candeias Oliveira; Kelly Cristina Santos Nascimento.

O Estado de Sergipe caracteriza-se por possuir uma costa com extensas praias, desprovidas de formações rochosas, com fortes batimentos de ondas cortadas por barras de cinco rios e barretas que se multiplicam nos períodos chuvosos. Devido ao baixo relevo do litoral e à presença de diversos cordões de dunas, formam-se, na região costeira, grande quantidade de lagoas e um exuberante estuário de margens cobertas por densos manguezais. O turismo no Estado vem crescendo nos últimos anos, em virtude de o mar permitir aos visitantes contemplar um ambiente costeiro bem preservado, com manguezais, vegetações de dunas e lagoas de grande beleza cênica. Vale ressaltar que o folclore destas comunidades litorâneas é bastante rico e diversificado, podendo ser apreciado durante todo o ano.

Pirambu, cidade litorânea localizada na Foz do rio Japaratuba, no litoral norte do Estado, tem como economia básica a pesca de camarão que emprega quase a totalidade dos pescadores e familiares na sua captura e beneficiamento, além da cultura de subsistência. A pesca de arrasto de camarão, realizada por embarcações de madeira com até 12 metros de comprimento, é uma atividade potencialmente impactante ao substrato marinho.

O Projeto TAMAR, em realização no Estado de Sergipe desde 1982, com sede em Pirambu, visa proteger, pesquisar e desenvolver um intenso trabalho de manejo das desovas das tartarugas marinhas, principalmente da espécie *Lepidochelys olivacea*, a menor tartaruga do mundo. Para reverter o processo de predação antrópica (coleta das desovas), o TAMAR iniciou programas de educação ambiental junto às comunidades onde atua, gerando emprego, estimulando grupos de trabalho, valorizando atividades culturais, criando novas alternativas econômicas como a confecção de produto TAMAR, maricultura e ecoturismo, objetivando melhorar a quantidade de vida dos moradores locais.

O parque de visitação pública, localizado na Reserva Biológica de Santa Isabel, possui uma estrutura constituída de cercado de incubação e proteção de ovos, quatro tanques com exemplares de tartarugas marinhas de diversas fases de vida, ponto de divulgação do artesanato local, museu e sala para palestras e projeção de slides e vídeos. Recebe 120.000 pessoas/anos entre moradores locais, turistas, professores e alunos.

O Programa de Visitas Orientadas/Ecoturismo, iniciado em 1997, com financiamento da Fundação Pró-TAMAR e Banco Interamericano de desenvolvimento – BID, veio divulgar e fortalecer o trabalho desenvolvido pelo TAMAR, sobre a preservação ambiental e de conscientização ecológica de visitantes e alunos da rede pública e particular de ensino. Este relato refere-se ao período de janeiro de 1997 a maio de 1998. Seus Objetivos são:

(I)a criação de uma alternativa econômica para a comunidade, com a formação de guias locais e a ocupação do tempo ocioso de embarcações e

pescadores; (II) a divulgação dos trabalhos comunitários e de resultados de pesquisas desenvolvidas pelo TAMAR; (III) transmissão de informações sobre o ecossistema de manguezal, a fauna, a flora e as atividades de pesca de subsistência desenvolvidas no estuário do Rio Japaratuba.

O Programa tem início com a formação de grupos de até 12 visitantes, na sede do Projeto TAMAR, onde são recepcionados e apresentados ao guia local e recebem informações sobre o comportamento reprodutivo das tartarugas marinhas e do cercado de incubação. No museu, o guia faz uma preleção sobre os materiais biológicos expostos, seguida de uma palestra com projeção de slides e vídeo. Os visitantes almoçam em um restaurante da cidade e, após um breve descanso, iniciam, em uma embarcação de madeira de 08 metros de comprimento, equipada com todos os itens de segurança e tripulação selecionada, equipada entre pescadores da região, um passeio pelo estuário do rio Japaratuba, com duração de aproximadamente 02 horas. Nesse passeio, eles podem observar o ecossistema estuarino, as principais espécies, o movimento e influência das marés e a importância da preservação. Nesse roteiro, podem ser visualizados os artefatos de pesca mais comumente utilizados pelos pescadores. No desembarque, quando o grupo é composto de alunos, estes recebem uma ficha de avaliação com sugestões e críticas que são posteriormente analisadas para introdução de mudanças e melhorias no Programa.

No período mencionado, foram realizados 36 programas, envolvendo 359 pessoas entre alunos, professores, turistas, orientadores, estagiários e tripulantes, sendo que, em 1997, foram realizados 22 programas e até maio de 1998, 14, demonstrando crescimento em relação ao ano anterior. A estrutura montada tem capacidade para atender, a baixo custo, a até quatro grupos por dia. A divulgação é feita através de contatos com escolas, faixas, folders e, ocasionalmente, pela imprensa estadual. O Programa vem tendo boa aceitação e bom índice de aprovação pelos participantes.

SILVA, A.C.C.D.; FRAGA, R.T.;OLIVEIRA,J.T. de; OLIVEIRA,F.L. das C.; NASCIMENTO, K.C.S. Projeto TAMAR e Programa de Visitas Orientadas/Ecoturismo em Pirambu-SE. In: CONGRESSO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE NA BAHIA, 1., 1998. Feira de Santana. **Anais...**, Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana, 1998, p.23-25.

INTRODUÇÃO DA OSTREICULTURA EM COMUNIDADES NO ESTUÁRIO DO RIO SÃO FRANCISCO, FIXAÇÃO E CRESCIMENTO DE OSTRAS *Crassostrea rhizophorae.*

A.C.C. Dias da Silva, S.M. dos Santos & R.T. Fraga*

*Fundação pró-TAMAR
Reserva Biológica de Santa Isabel S/N°
49190-000 – Pirambu,SE, Brasil

A Foz do Rio São Francisco é formada por uma barra principal e diversos canais, cobertos por uma densa vegetação de manguezal formando uma segunda barra, que recebe água doce ao longo de seu percurso de dois riachos. Esta formação conhecida como Braço do São Francisco, possui na porção Sul um Cabo, que margeia o litoral, denominada de Ponta dos Mangues. A laguna é margeada por manguezais, inclusive apicum e dunas com área aproximada de 168.000 m². As comunidades no entorno do estuário, localizadas no Estado de Sergipe, sobrevivem basicamente da pesca extrativa de peixes, moluscos e crustáceos, atividades estas que garantem a subsistência de várias famílias, mas a sobrepesca manejo adequado contribui com o enfraquecimento dos estoques pesqueiros naturais.Com objetivo de avaliar índices de fixação e crescimento da ostra ***Crassostrea rhizophorae***, e introduzir, desenvolver e monitorar a ostreicultura como alternativa econômica comunitária viável, o Projeto TAMAR iniciou um levantamento em dezembro/97 na parte Sul do estuário visando encontrar um local ideal para instalação de um projeto piloto. Foram coletados dados de profundidade e salinidade nos picos e intervalos entre marés, para escolha do local e, definido o melhor ponto, foi amostrada a água para dosagens físico-químicas, metais pesados e coliformes, enquanto, para estimular o envolvimento comunitário nos trabalhos, foram realizadas duas reuniões para apresentar o projeto, demonstrar metodologias de cultivo e divulgar os primeiros resultados. A montagem do "varal" piloto foi feita utilizando materiais de baixo custo e fácil aquisição como troncos de coqueiros, bambus e varas de eucalipto. Foi utilizado um modelo fixo de cultivo e dois tipos de coletores, um do tipo "colar de cascas" para fixação e engorda, e outro para retirada de sementes, confeccionado a partir de garrafas descartáveis de polietileno, medindo em média 22,0 x 30,0 cm, objetivando o cultivo de ostras soltas.

A partir de resultados ideais das análises, e contando com o envolvimento de quatro pessoas da comunidade, iniciou-se a distribuição no varal de cultivo dos colares de casca, foram distribuídos inicialmente 100 colares em março/98, permanecendo todo o tempo sob a água, e através de observações diárias foram constatados, a partir do quinto dia, vários pontos de fixação. Com vinte dias de colocados receberam o primeiro castigo, ficando fora d'água por aproximadamente 08 horas, com esse procedimento se repetindo semanalmente.

Até junho foram colocados 900 colares, sendo que nos primeiros colocados as ostras mediam em média 4,0 cm. Os coletores plásticos foram pendurados no varal, e produziram em vinte dias sementes com tamanho médio de 1,2 cm. Esses coletores revelaram grande produtividade de sementes, chegando alguns a produzirem mais de 700 sementes viáveis.

Estas sementes foram distribuídas soltas em caixas de PVC furadas, obtendo um crescimento melhor que o das ostras dos colares.

O local se revelou excelente para o cultivo de ostras. Com os dados obtidos neste piloto, experiência adquirida no manejo, e capacitação e envolvimento de pessoal local, criou-se subsídios para a instalação dos primeiros cultivos comunitários.

SILVA, A.C.C.D. da; SANTOS, S.M.; FRAGA, R.T. Introdução da ostreicultura em comunidades no estuário do Rio São Francisco, fixação e crescimento de ostras ***Crassostrea rhizophorae*** . In: SIMPÒSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 10., 1998. Recife. **Resumos...**, [S.l.:s.n.]. 1998, p.182.

1998 Recife

1121 RESULTADOS DA CAMPANHA REPRODUTIVA 1996/1997 DE TARTARUGAS MARINHAS NO LITORAL DE CAMAÇARI, BAHIA.

Alexandre M. R. Silveira; Carla C. Marques; Fabiano M. Simões; Fernanda F. Rauber & Maria A. Marcovaldi.
Fundação Pró-TAMAR, Cx. Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, BA, CEP 40210-970, E-mail: protamar@e-net.com.br

As tartarugas marinhas utilizam o litoral do nordeste brasileiro para reprodução, durante o período de setembro a março. O Projeto TAMAR/IBAMA vem desenvolvendo atividades de conservação c manejo destes animais desde 1984 na orla do município de Camaçari, região metropolitana de Salvador, BA. Esta área perfaz uma extensão de aproximadamente 25 km, caracterizando-se por uma incidência bastante significativa de desovas de tartarugas marinhas, sendo que as praias de Busca Vida (n=227;38,6%) e Santa Maria (n=163;27,7%) destacam-se entre as demais. As espécies que ocorrem nesta região são *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e *Chelonia mydas*. As desovas que ocorrem nesta região sofrem, conforme o caso, um tipo de manejo: "desovas transferidas" (T), para um cercado de incubação, exposto a sol c chuva plenos, localizado próximo a praia, desovas "in situ" (I), que permanecem no local original de postura e "desovas transferidas" (P), que são colocadas em pontos mais seguros da própria praia, quando a postura se dá em um nível baixo (mesolitoral). Neste trabalho, apresentamos os resultados obtidos na temporada reprodutiva de 1996/1997, no que diz respeito a número de desovas, taxas de eclosão, tempos de incubação, número de filhotes liberados por espécie, além do número de ocorrências por tipo de manejo.

1998 - recife

1399 PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA TREINAMENTO DE GUIAS ECOLÓGICOS MIRINS DO PROJETO TAMAR-IBAMA

Claudia F. Vieitas, Gustave G. Lopez & Maria Angela Marcovaldi 1
1 Fundação Pró-TAMAR. Caixa Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador-BA, 40210-970. E-mail: protamar@c-nct.com.hr

O objetivo deste trabalho 6 a formação e o treinamento de crianças entre 8 e 12 anos, das comunidades de Praia do Forte e adjacências (BA), através de sua conscientização ambiental, visando orientar frequentadores do Centro de Visitantes do Projeto TAMAR-IBAMA c propiciar seu envolvimento em programa de conservação da natureza. Durante as férias escolares, 20 crianças assistem o curso para formação de guias ecológicos mirins. Com 5 hs. diárias em 2 semanas de duração, as crianças aprendem noções sobre conservação marinha, biologia e manejo de tartarugas marinhas, identificação de espécies, e atendimento de público. Todos recebem apostila específica. As aulas são práticas, com atividades lúdicas, apresentação de vídeos educativos c trabalho de campo com as tartarugas. No final do curso, grupos de 6 são selecionados para estágio no TAMAR em Praia do Forte, onde passam um mês, orientando o público. Após este período, os 8 melhores guias são selecionados para atuar no Projeto ao longo do ano, ganhando uma bolsa de auxílio. De 595 entrevistados, 71,9% consideraram ótimo o atendimento dos guias mirins e 20,8% consideraram-no bom, demonstrando o sucesso do programa. O TAMAR já formou 45 guias mirins, possibilitando seu envolvimento em um projeto de preservação ambiental e criando novas oportunidades de ocupação c fonte de renda para estas crianças, beneficiando não somente elas, mas também suas famílias.

1998

Artigos Internacionais

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Green turtle, Chelonia mydas, with fused carapacial scutes nesting at Atol das Rocas, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachusetts, v.2, n.3, p.437, 1997.

MARCOVALDI, M. Â.; GODFREY, M. H.; MROSOVSKY, N. Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation duration. **Canadian Journal of Zoology**, Canada, n.75, p. 755-770, 1997

VIEITAS, C. F.; MARCOVALDI, M. Â. An ecotourism initiative to increase awareness and protection of marine turtles in Brazil: the Turtle By Night program. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v.2, n. 4, p.607-610, 1997.

Eventos Internacionais

PATIRI, V. A atuação das Fundações privadas junto ao meio ambiente. In: ENCONTRO INTERNACIONAL DE FUNDAÇÕES PRIVADAS, 2., ENCONTRO ESTADUAL DE FUNDAÇÕES, 3., 1997. Porto Alegre**. Anais...**, Porto Alegre: PUCRS, 1997. p 58-59.

Eventos Nacionais

ARAÚJO, M. L.; SILVA, V. C.; COELHO, A. C. A pesca artesanal de emalhe no litoral norte do Estado de Sergipe. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ICTIOLOGIA, 12., 1997. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: FAPESP, 1997, p 309.

BAPTISTOTTE, C.; SANGÁLIA, C.; SCALFONE, J.; SATIRO, B.; THOMÉ, J.C.; ZANONI, S. O Projeto TAMAR na comunidade de Regência. In: FÓRUM NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 4., 1997. Guarapari. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1997.

BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J. C. A.; MARCOVALDI, M. Â.; SANGÁLIA, C.; GALLO, B.; LIMA, E. H. S. M.; SANCHES, T. M.; CASTILHOS, J. C. de; VIEITAS, C. Projeto TAMAR- Conservação e envolvimento comunitário. In: CONFERÊNCIA NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1., 1997. Brasília. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1997, p. 6-10.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Registros de captura acidental de tartarugas marinhas nos arredores do Arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p 53-54. ref.167.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; SALES, G.; OTONI NETO, G. F.; SILVA NETO, J. R. da; FEITOSA, R. S. de C.; SILVA, V. Q. C. da. Tartarugas marinhas no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA MATA ATLÂNTICA, 7., 1997. Ilhéus. **Anais...**, Ilhéus: EDITUS, 1997, p 245-246.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; SANA, D. A.; BARROS, V. M. G. Temporada reprodutiva 1996 da tartaruga verde, Chelonia mydas, em Fernando de Noronha, Estado de Pernambuco, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p 54. ref.168.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M.; SILVA, A. C. C. D. da; CASTILHOS, J. C. de. Predação natural de tartarugas marinhas. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA MATA ATLÂNTICA, 7., 1997. Ilhéus. **Anais...**, Ilhéus: EDITUS, 1997, 246-247.

D'AMATO, A. F.; MARCOVALDI, M. Â. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Testudines: Cheloniidae) na região de Praia do Forte, Bahia. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p 54-55. ref. 170.

D'AMATO, A. F.; VIEITAS, C.; MARCOVALDI, M. Â. Avaliação da eficiência de telas de proteção em ninhos de tartarugas marinhas para evitar predação por Cerdocyon thous (Carnivora: Canidae). In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 7., 1997. Ilhéus. **Anais...,** Ilhéus: EDITUS, 1997, p 247.

GONCHOROSKY, J. C. Relações entre a dinâmica praial e a concentração de desovas de tartarugas marinhas na Praia do Forte- Bahia- Brasil. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 10., 1997. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 1997.

LIMA, E. H. S. M.; CAVALCANTE, N. C.; EVANGELISTA, L. E. V. Alguns dados sobre recapturas de tartarugas marinhas em Almofala, Ceará. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p 55. ref.172.

LIMA, E. H. S. M.; EVANGELISTA, L. E. V. Sobre a captura acidental em curral-de-pesca da tartaruga marinha Dermochelys coriacea em Almofala-Ceará. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 7., 1997. Ilhéus. **Anais...**, Ilhéus: EDITUS, 1997, p.248.

ROSTÁN, G.; ANDRADE, I. M. F.; D'AMATO, A. F. Atividades de educação ambiental desenvolvidas pelo Projeto TAMAR-IBAMA no litoral norte da Bahia. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 7., 1997. Ilhéus. **Anais...**, Ilhéus: EDITUS, 1997, p 299.

SANCHES, T. M.; GALVÃO, C. S.; BELLINI, C. Atividades de educação ambiental desenvolvidas pelo Projeto TAMAR/IBAMA em Fernando de Noronha, Estado de Pernambuco, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...,** Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p 90-91. ref.282.

SILVEIRA, A. M. R.; PATIRI, V. J. A. Sobre a biologia de Caretta caretta (tartaruga cabeçuda) e Eretmochelys imbricata (tartaruga de pente) no litoral do município de Camaçari, Bahia. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...,** Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p 54. ref.169.

SOLARI, C.A.; SÁ, I.V..A. de ; MATTOS, J.A.; D'AMATO, A.F. Ocorrência de Salmonella em tartarugas marinhas brasileiras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA, 19., 1997. **Resumos...,** [S.l.:s.n.], 1997, p 126. ref.MV-062

THOMÉ, J. C. A. Projeto TAMAR - Programa Nacional de Conservação e Pesquisa das Tartarugas Marinhas. In: WORKSHOP GERENCIANDO A

DIVERSIDADE MARÍNHA - PREPARANDO O BRASIL PARA 1998, ANO INTERNACIONAL DO MAR, 1997. São Paulo. **Anais...,** [S.l. s.n.], 1997. p.57-59.

VIEITAS, C. F. ; LOPEZ, G. G.; D'AMATO, A. F.; MARCOVALDI, M. Â. Experiência de turismo ecológico em programa de conservação da natureza. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 1997. Itajaí. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 1997, p 286-289.

Livros e Capítulos de Livros

CASTILHOS, J. C. de; ALVES, D. A. R.; SILVA, A. C. C. D. da. Resgate cultural e conservação de tartarugas marinhas. In: S. M. Padua, M. F. Tabanez (orgs), Educação ambiental: Caminhos trilhados no Brasil, **IPÊ Instituto de Pesquisas Ecológicas** (ed.), p 147-156. 1997.

Monografias

ARECO, D., 1997. 51f. **Captura incidental de tartaruga marinha na pesca artesanal no litoral sul do Rio Grande do Sul.** Monografia (Graduação). Departamento de Gerenciamento Ambiental, Fundação Universidade do Rio Grande, RS, 1997.
Disponível na Base: Comboios-ES

MARTINS, C. G., 1997. 21f. **Influência do manejo e da temperatura na incubação de ovos de** Caretta caretta **(LINNAEUS,175).** Monografia (Graduação). Departamento de Biologia Animal e Vegetal da Universidade Estadual de Londrina. 1997.
Disponível na Base: Espírito Santo

Boletins Tamar

TAMAR, 1997. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano I, Número 1, Fevereiro.

TAMAR, 1997. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano I, Número 2, Maio.

TAMAR, 1997. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, Ano I, Número 3, Setembro.

Cartilhas

TAMAR, 1997. Cartilha de Valorização da Cultura da Comunidade de Almofala-Ceará. Projeto TAMAR/IBAMA. Fundação Pró-TAMAR, FZS/IBAMA, 28pp.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, **educação,** reprodução, captura acidental, impacto ambiental, CE
Disponível na Base: Almofala

Estimating sex ratios of loggerhead turtles in Brazil from pivotal incubation durations

Maria Angela Marcovaldi, Matthew H. Godfrey, and N. Mrosovsky

Abstract: A method of estimating natural sex ratios of hatchlings of species with temperature-dependent sexual differentiation from data on incubation durations is described. The method was applied to loggerhead turtles *{Caretta caretta)* nesting in Brazil. Data on incubation durations were collected from 11 nesting beaches monitored for up to six seasons. It was estimated that 82.5% of the loggerhead hatchlings produced were female. The strongly female-biased sex ratio in Brazil is similar to that found previously for loggerheads using beaches in the eastern U.S.A. This suggests that a female-biased hatchling sex ratio may be a feature of loggerhead populations.

Resume : On trouvera ici la description d'une méthode d'estimation des rapports males : femelles à partir de données sur la durée de 1'incubation chez des tortues néonates appartenant à des espèces à differentiation sexuelle déterminée par la temperature. La méthode a été utilisée chez des Caouanes *{Caretta caretta)* du Brésil. La durée de 1'incubation a été mesurée dans les nids de tortues sur 11 plages de reproduction ou les données ont été relevées pendant plusieurs saisons, parfbis jusqu'a six. Nos estimations ont révélé que 82,5% des tortues à 1'éclosion étaient des femelles. Ce rapport males : femelles très faible mesure au Brésil est semblable à celui qui a été enregistré sur des plages de reproduction de cette tortue dans l'Est des Etats-Unis. Ce nombre démesuré de femelles chez les tortues fraichement écloses est done probablement une caractéristique des populations de caouanes. [Traduit par la Redaction]

Introduction

In many reptiles, sexual differentiation depends on the temperature of the eggs during a thermosensitive period in the course of incubation. This system of determining the phenotypic sex should make it relatively easy to vary the sex ratio. It has been argued that in order to understand the adaptive value of temperature-dependent sex determination, it might be instructive to know what the animals themselves are doing with this system, i.e., to know their sex ratios in nature (Mrosovsky 1994). However, it appears that there are considerable differences in the sex ratios of reptiles, ranging from close to 1:1 to more than 8:1 in favour of females (Mrosovsky and Provancha 1989, 1992; Janzen 1994; Chan and Liew 1995; Godfrey et al. 1996). Such species or population differences might in themselves be instructive if they could be correlated with some feature of life history, or with gender-related effects of incubation temperature (Bull and Charnov 1988).

The most extreme skew found so far is the approximately 90% bias towards female loggerhead turtle *{Caretta caretta)* hatchlings in Florida (Mrosovsky and Provancha 1989, 1992). Because 90% of loggerhead nesting along the Atlantic coast of the U.S.A. occurs in Florida (Murphy and Hopkins 1984; Shoop et al. 1985), even if all clutches laid north of Florida produced 100% males, there would still be a heavy bias (>80%) in favour of females on the east coast of the United States.

Highly skewed sex ratios appear to challenge Fisherian sex-ratio theory, which predicts, given equal costs of producing a female or a male, that the sex ratio at the time parental investment ends should stabilize at 1:1 (Fisher 1930). Parental investment ends when the mother returns to the sea after laying eggs. Since the direction of sexual differentiation is determined after this time, during the thermosensitive period of incubation, the costs of producing male and female eggs must be close, if not identical. Therefore, according to classical theory, at hatching, the time nearest to the end of parental investment at which it is practical to sample and determine the phenotypic sex in such species (Mrosovsky et al. 1984a), the sex ratio should be balanced.

However, it is possible that in the case of turtles there are violations of some of the assumptions underlying this theory, such as random mating without population substructures that promote inbreeding (see Bull and Charnov 1988). Also, sampling error cannot be ruled out (Mrosovsky 1994), although this is unlikely in the case of the studies of loggerheads that extended over 5 years.

Another possibility is that loggerhead females from the eastern U.S.A. mate with males produced somewhere else, such as on the extensive beaches of Brazil. Females from one area could be balanced by males from another. The mitochondrial (mt) DNA of Brazilian and U.S. loggerheads is different (Bowen et al. 1994). This indicates that females born in Florida tend to return to nest in Florida and females born in Brazil tend to return to nest in Brazil. Although this evidence suggests that populations are separate, it is not critical, because mtDNA is instructive about the movements of females only. If large numbers of males originating in Brazil

© 1997 NRC Canada

Received August 20, 1996. Accepted November 21, 1996.

M.Â. Marcovaldi. Projeto TAMAR—IBAMA, Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, CEP 40210-970, Salvador, Bahia, Brazil.
M.H. Godfrey, and N. **Mrosovsky.**[1] Department of Zoology, University of Toronto, Toronto, ON M5S 3G5, Canada.

[1] Author to whom all correspondence should be addressed. Can. J. Zool. 75: 755-770 (1997)

mated with females hatched in the U.S.A., this could produce a single breeding population with a less female-biased hatchling sex ratio than that in the U.S.A. alone. Separate male- and female-biased rookeries on this scale would be remarkable and would focus attention on the movements and mating of the males.

If, on the other hand, loggerheads nesting in Brazil are producing mostly female offspring, as happens in the U.S. A., that would suggest that this is a common feature of loggerhead populations. If similar huge female skews were found in both U.S. and Brazilian loggerheads, they would be harder to explain by invoking temporary disequilibria of sex ratios or sampling error. Such extreme sex-ratio biases in both the northern and southern hemisphere would constitute a body of data demanding an explanation based on sex-ratio theory.

Therefore, whether the data point to a geographic balancing of sex ratios or constitute an additional demonstration of female skews, it is of interest to estimate the sex ratios of loggerheads hatching on the beaches in Brazil.

Another reason for wanting to know more about the sex ratios of this population of loggerheads is that it has been suggested that an appropriate conservation measure is to skew sex ratios heavily in favour of females by deliberately warming the eggs (Vogt 1994) or by administering estrogens (Crews et al. 1994). If loggerheads in Brazil are already producing many more females than males, this would reinforce previous cautions (Wibbels et al. 1991; Mrosovsky and Godfrey 1995; Lovich 1996) about feminizing embryos. Indeed, if global warming occurs, a scarcity of males rather than of females might become a factor limiting population growth.

Thus, information on natural sex ratios is needed both to guide conservation programs and hatchery practices and to facilitate understanding of the population structure of loggerhead turtles and their apparently anomalous sex-ratio skews in the northwest Atlantic.

Unfortunately, determining sex ratios in hatchling sea turtles is not easy. The two main challenges are sexing and sampling. Like those of many reptiles, the neonates are not obviously sexually dimorphic. In the case of sea turtles, even the gross morphology of the gonad is not a reliable guide to the sex (Yntema and Mrosovsky 1980; Whitmore et al. 1985). Therefore, previous studies have had to fall back on time-consuming histology. Sex can now also be determined by assaying hormones in the allantoic fluid (Gross et al. 1995). Although this method is said to be noninvasive, it is necessary to invade the eggs before the turtles hatch, or remove the eggs from natural nests before hatching and separate them from each other. These procedures are often impractical, undesirable, or not cost effective on any scale in field conditions.

The lack of a simple reliable way of sexing is compounded by the large number of samples that are needed. Nesting seasons of sea turtles often extend over several months to half a year; during this time, temperatures, and therefore sex ratios, may vary. Worse still, thermal conditions may change from year to year. There are several documented cases of sex ratios in reptiles varying between years (Mrosovsky et al. 1984a; Rimblot-Baly et al. 1987; Bull and Charnov 1988; Janzen 1994; Godfrey et al. 1996). Therefore, to reduce the chances of being misled by thermally atypical years, or needs to obtain information for a number of years. A furth< point is that most individual sea turtles do not reproduce i consecutive years. To obtain representative samples of nes and hatchlings from the adult population, it is preferable th studies span more than a year.

There is, however, a possible means of obviating some these difficulties: the use of incubation durations as an ind of sex. Conservation and management programs quite oft collect data on incubation duration, in some cases over number of years. This has been the case with the Brazili Sea Turtle Conservation Program (TAMAR-IBAMA).

A large body of data shows that the incubation durati of turtle eggs is highly dependent on temperature (Bustz and Greenham 1968; Ackerman and Prange 1972; Mrosovi 1988; Mrosovsky et al. 1992; Lewis-Winokur and Winol 1995; Godfrey and Mrosovsky[2]). Sex ratios can be infen either by converting durations to temperatures and then e: mating the sex ratio from relationships between temperat and sex ratio (Mrosovsky and Yntema 1980; Standora ; Spotila 1985), or directly from functions relating sex rati< incubation duration (Mrosovsky et al. 1984a; Standora Spotila 1985; Eendebak 1995). In the present case, beca there are no data on sex ratios of Brazilian loggerheads any function relating their incubation durations to beach t peratures, we adopted a somewhat different approach.

First, from laboratory experiments with eggs incubate different constant temperatures, we obtained values for pivotal temperature and pivotal incubation duration loggerhead clutches from Brazil. The pivotal temperatu that temperature giving a 1:1 sex ratio when eggs are i bated at constant temperature (for definitions see Mroso and Pieau 1991). The pivotal incubation duration is the responding incubation duration. In the laboratory this i time from egg laying to hatching. In contrast, in the field incubation duration determined as part of conservatior research programs refers to the time between *egg* laying emergence of hatchlings from the surface of the sand. T fore, to convert laboratory incubation durations to field bation durations, one must add on the number of days by a turtle to reach the surface after it hatches from the

For loggerheads the interval from hatching to emerj averages 4.1 days (Godfrey and Mrosovsky[2]). This va for the U.S. population of loggerheads; it is assumed that value is the same for loggerheads nesting elsewhere this assumption may not be exactly correct, we also some other values in our calculations to test the sensiti\ the estimates to this variable.)

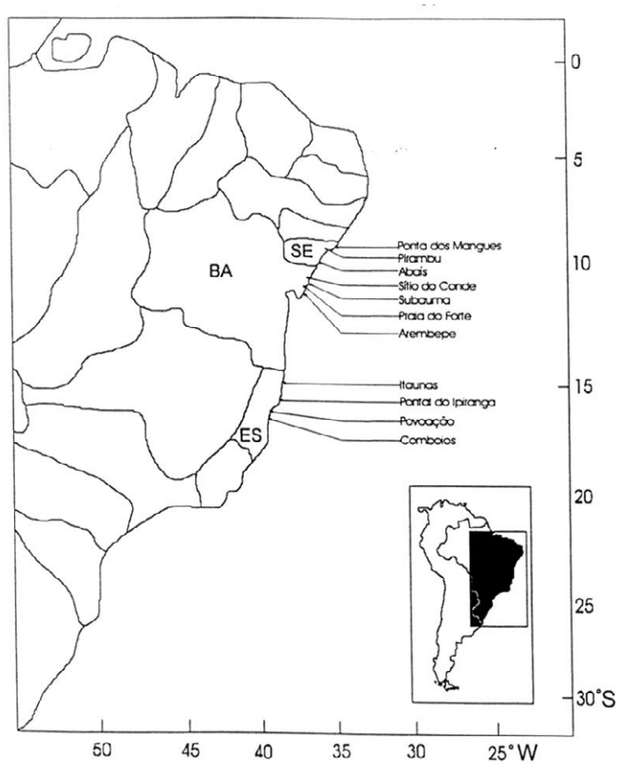
Adding the hatch—emergence interval to the labo pivotal incubation duration provided a value for the pivotal duration. This was then used as a standard a which to compare actual incubation durations obtained field, and so infer the sex ratio for these nests.

Incubation durations vary with the stage of the : because turtle nesting seasons generally last several m during which the weather changes. Therefore, the durations were compared with the pivotal duration for

[2] M.H. Godfrey and N. Mrosovsky. Estimating the time I hatching of sea turtles and their emergence from the n Submitted for publication.

© 1997 NRC Canada

Fig. 1. Locations of the 11 beaches studied. BA, Bahia; ES, Espírito Santo; SE, Sergipe.



ent parts of the nesting season. This gave estimates of sex ratios of turtles produced during each part of the season. The numbers of turtles nesting in different parts of the season also vary. Data on seasonal nesting distributions for various beaches in Brazil have been collected by TAMAR. To obtain an overall sex ratio, the sex ratios produced at different times within the season were each multiplied by the number of nests laid at those times.

In summary, our procedure consisted of four steps: (1) Conducting laboratory experiments to obtain a value for the pivotal incubation duration. (2) Augmenting the laboratory pivotal incubation duration by 4.1 days to convert it to a field pivotal incubation duration. (3) Comparing this calculated field pivotal incubation duration with the actual incubation durations of nests. This was done for different periods within the nesting season to provide estimates of sex ratios produced at these different times. (4) Calculating the overall sex ratio by taking into account the number of turtles nesting during different parts of the season.

Methods

Habitat and incubation durations in the field

Data on incubation durations were collected from 11 areas that are the main loggerhead turtle nesting areas on the coast of Brazil (Fig. 1). These 11 nesting areas were distributed over three states: Sergipe (Ponta dos Mangues, Pirambu, Abais), Bahia (Sítio do Conde, Subauma, Praia do Forte, Arembepe), and Espírito Santo (Itaunas, Pontal do Ipiranga, Povoação, Comboios). For the beaches in Bahia and Espírito Santo, data were available from six consecutive seasons, starting with 1988 — 1989. For the beaches in Sergipe, data were available from four seasons, 1989-1990, 1990-1991, 1991-1992, and 1993-1994.

Nesting densities are, in general, greatest on the beaches in the state of Bahia. These beaches are often backed by plantations of

© 1997 NRC Canada

coconut palms *{Cocos nucifera)*. The trees are usually relatively sparse or located far back from the nesting areas preferred by loggerheads; no major thermal effects from their shadows were detected in initial studies (Naro et al.[3]). Farther north, towards Sergipe, there are fewer plantations and the sand tends to become whiter and finer. To the south, in Espírito Santo, vegetation other than beach creeper is sparse near the nesting zone; sand grains tend to be larger and beaches more dynamic, with more wood on the beaches near river mouths. For more details see Bellini and de Almeida (1990), Santos (1993), and Marcovaldi and Laurent (1996).

Freshly laid nests found in the morning were scored as being laid on the previous night. From about 45 days after laying, nests were inspected daily in the early morning. Any emergence of hatchlings was scored as having taken place on the previous night. Incubation duration was calculated as the number of days between the night of laying and the night of emergence of the majority of the hatchlings. Only data from clutches left in situ on the beach are included here.

Nesting frequency

Data on nesting frequency (non-nesting crawls excluded) were available from all the 11 beaches mentioned for three seasons (1991-1992, 1992-1993, 1993-1994). Daily patrols were carried out from the start of October to the end of March. However, systematic patrols were not carried out in all 11 areas at the very start of the season, September. It was therefore necessary to base the percentage of a season's nests laid in that month on data for particular beaches. On one beach in Bahia, Praia do Forte, systematic patrols were made in the second half of September during 5 years (1990-1991 to 1994-1995; the minimum number of nests per season was 109). The mean percentage of the seasons' totals laid in the second half of September (16—30) in these years was 3.1%. From other work it is estimated that September as a whole accounts for close to *5%* of the season's total (D'Amato and Marczwski 1993; Marcovaldi and Laurent 1996). We therefore assumed that 3.1% of a season's nests are laid in the second half of September and 1.9% in the first half, making a total of 5% for September as a whole. We assumed that these percentages were also appropriate for other beaches in Bahia.

The same percentages of nests were used for September in Sergipe. At Pirambu, 6.75% of all loggerhead nests were laid in the second half of September, based on data from 2 years, 1990—1991 and 1992 — 1993, during which regular patrols started in September. However, as the total numbers of loggerheads nesting in Pirambu in these years were so small, 22 and 11, respectively, it seemed preferable to use the figures from Bahia.

For Comboios in Espírito Santo, monitoring was carried out systematically in the second half of September for 4 years (1990—1991 to 1993-1994). Nesting from 16 to 30 September averaged 0.93% (the minimum number of nests for the whole season was 104). Based on the experience of biologists at Comboios, nesting in the first half of September is most uncommon (C. Baptistotte, personal communication). We therefore assigned 0.07% of the nests to this half-month period, to put nesting in the whole of September at 1 % of the season's total. These values for Comboios were used for other beaches in Espírito Santo.

Even if the values for nesting in September are not quite correct, because so few nests are laid in this month, calculations of sex ratio in a season should only be in error by a few percent at most on this account.

Pivotal temperatures in the laboratory

A total of 200 eggs (100 from each of two clutches, mothers' Nos. BR3002/5038 and BR11915/11916) were collected at Prai; Forte, Bahia, on the night of 5—6 November 1995. They were] in an air-conditioned room until about 4:00 p.m. the next day, then taken to Toronto. The total time between laying of these clutches and their being placed in temperature-controlled incuba in Toronto was approximately 32—35 h. On arrival, the majc of the eggs showed no signs of the white spot that is an early ind tor of normal development (Blanck and Sawyer 1981).

Eggs were incubated in Precision Science incubators. Each was placed in a moist vermiculite and sponge substrate in a sepa container. The methods of incubation have been described in d< for experiments with loggerhead eggs from the U.S.A. (Mroso^ 1988). Exactly the same methods were employed here in orde make the data comparable. The only difference was that f day 36 onwards, small tubes were inserted into one of the inci tors to permit measurement of oxygen levels with a Servoj No. 572 oxygen analyser. Between days 37 and 53, readings of (gen levels within the incubator were taken in the morning air daily, about 12 h after it was last opened. The analyser was < brated weekly with pure nitrogen.

Temperatures in one incubator became erratic during the few days. Therefore, on day 4, eggs were transferred to other ii bators. The initial temperatures, which were within 0.8 and 0. of the temperatures after day 4, were discounted because the < spent only 3 days after travel at the initial temperatures and this well before the thermosensitive period (Yntema and Mroso^ 1982).

A mercury thermometer with 0.1 °C graduations lay on < shelf. Temperature groups were constituted retrospectively, example, if the temperature on the top shelf of one incubator very close to that on the lower shelf of another incubator, the < from these two shelves were combined.

All thermometers were calibrated against a Sybron/Ta mercury thermometer with certified calibration against plati resistance thermometers that had been calibrated by the 1 National Bureau of Standards.

On day 32, a Yellow Springs Instruments No. 402 thermist(a needle was inserted into one egg to assess evaporative coolin the eggs (for methods see Mrosovsky 1988). The egg was 0. (mean of five readings) cooler than a standard mercury thermc ter placed nearby in the incubator. Therefore, a -0.5°C correc factor for evaporative cooling was applied to all temperatures t< in the incubators. This correction factor is the same as that use previous work on loggerhead eggs from the U.S.A.

Sex was determined by microscopic examination of sect of the gonads. Histological methods are given in Yntema Mrosovsky (1980) and Mrosovsky et al. (1984a).

Results

Pivotal temperature

The temperature that gave 50% of each sex was 29.2 There was little difference between the two clutches (Table The result was unaffected if the eggs that were moved day 4 were discarded. The overall hatch rate was 93.^ eliminating differential mortality between the sexes a factor in the estimation of the pivotal temperature.

Oxygen level

No indication of oxygen shortage in the incubators detected. The mean level was 20.4% (range 20.2-20.' *n* = 12 readings).

E.F.S. Naro, N. Mrosovsky, and M.A. Marcovaldi. Thermal profiles of turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. Submitted for publication.

© 1997 NRC Ca

Fig. 2. Curve used to obtain the pivotal incubation duration in the laboratory (i.e., duration giving 50% of each sex). The sigmoid curve was fitted by GraphPad Inplot4, assuming 100 and 0% asymptotes (r = 0.988); the number beside each data point shows the number of eggs at that duration.

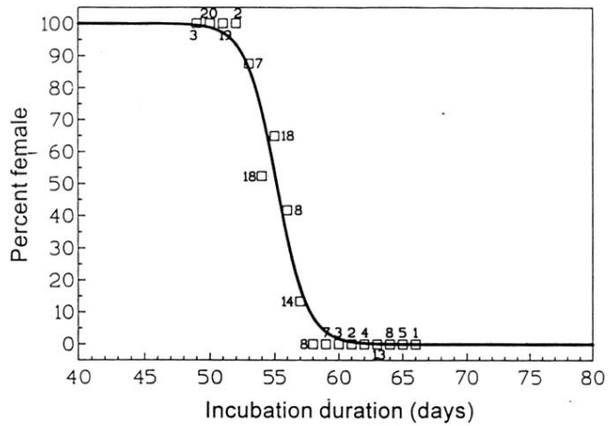


Table 1. Percentages of female Brazilian loggerhead turtles and incubation durations of eggs incubated at different temperatures.

	27.4 ± 0.3°C	28.0 ± 0.2°C	28.7 ± 0.3°C	29.0 ± 0.2°C	29.4 ± 0.2°C	30.6 ± 0.3°C
No. of eggs set						
Clutch P	8	15[a,b]	24[c]	15	15	22
Clutch Q	8	16[c]	22[c,d]	15	15	23
Females (%)						
Clutch P	0	0	20.8	23.1	73.3	100
	(8)	(12)	(23[e])	(14)	(15)	(22)
Clutch Q	0	0	25.0	42.9	60.0	100
	(8)	(15)	(19[e])	(13)	(15)	(21)
Both clutches	0	0	22.7	33.3	66.7	100
Incubation duration (days)	63.9	62.8	57.0	55.8	54.2	50.4

Note: Numbers in parentheses are numbers of turtles.

[a]Plus one additional egg that accidentally became desiccated early in the incubation period.

[b]Includes seven eggs that were moved from one incubator to another on the fourth day of incubation.

[c]Includes eight eggs that were moved from one incubator to another on the fourth day of incubation.

[d]Plus one additional egg used for assessment of evaporative cooling.

[e]Plus one sexed embryo taken from an egg that was opened because it appeared not to be viable.

Pivotal incubation duration

The pivotal incubation duration was 55.2 days in the laboratory (Fig. 2). Therefore, allowing 4.1 days for the hatch — emergence interval (Godfrey and Mrosovsky, see footnote 2), the pivotal incubation duration in the field would be 59.3 days (Fig. 3).

Incubation durations and sex **ratio in the field**

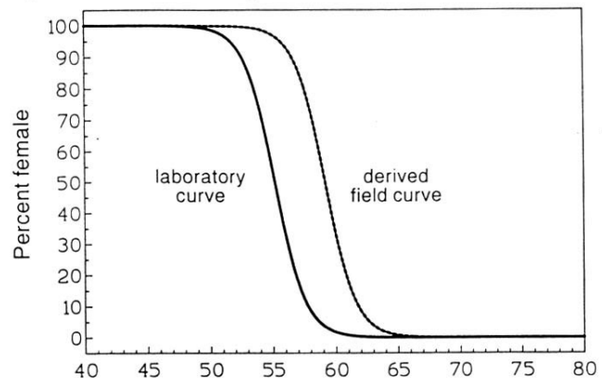
The pivotal incubation duration of 59.3 days was added to graphs of actual incubation durations in the three states (Figs. 4—6). For each half-month, the percentage of each sex was calculated using the derived curve in Fig. 3 to convert each incubation duration into a sex ratio.

Nesting **distributions**

The nesting seasons and distributions of nests within seasons were similar among years, with differences of only a few percent at any time of year (Fig. 7). The nesting distributions

© 1997 NRC Canada

Fig. 3. Sex ratio as a function of incubation duration in the field (broken curve) derived from the laboratory curve (solid line from shifted to the right by 4.1 days to allow for the hatch—emergence interval.



were also similar among the three states, except that at the start of the season in September, nesting in Espírito Santo was less (Fig. 8).

Discussion

Bahia: female skews in overall sex ratio

There are reasons for thinking that the sex ratio of loggerhead hatchlings produced on the beaches of Bahia is highly biased towards females. First, for most of the season, incubation durations are below, often well below, the pivotal incubation duration. Second, data (Naro et al., see footnote 3) from Praia do Forte show that for much of the season, sand temperatures at turtle nest depth are higher than the pivotal temperature of 29.2°C obtained in our experiment described here. For most of the season, temperatures were above 30°C, readings of 31°C being common. Although measurements made on other beaches in Bahia and in more years would be desirable, the existing data on sand temperatures point to female-biased ratios. Third, the situation in Bahia is similar to that in Florida. The pivotal temperatures for loggerheads from Bahia and Florida are both close to 29°C; the sand temperatures in the two areas are also fairly similar (often above 30°C). Therefore, the sex ratios of hatchlings should be similar in the two areas. For Florida, there is direct evidence, from histology of the gonads, that about 90% of the hatchlings are females (Mrosovsky and Provancha 1989, 1992). On this basis it is highly probable that the loggerheads hatching in Bahia are also mostly females. If there were large diel changes in temperature over the course of day, then it might be misleading to compare average temperatures in the field with pivotal levels from the laboratory. In Bahia, the temperatures varied over 24 h by only about 0.5°C at 60 cm depth and 2°C at 30 cm depth (Naro et al., see footnote 3). Such small temperature variations increase the "constant temperature equivalent" (Georges et al. 1994) by 0.3°C at most. Moreover, because diel variations raise the constant temperature equivalent, they if anything increase the number of females.

We now estimate the extent of this bias quantitative! ing nesting distributions into account. For each nest v incubation duration, a sex ratio was assigned using th€ tion relating incubation duration to sex ratio in Fig. '. average of all these sex ratios for each half-month bi then calculated. The relative numbers of turtles in the ent half-month bins (i.e., as a percentage of the total n of nests in the three seasons with nesting distributions then multiplied by the sex ratio. Summing the value; each bin gave an overall sex ratio of 92.6% female for

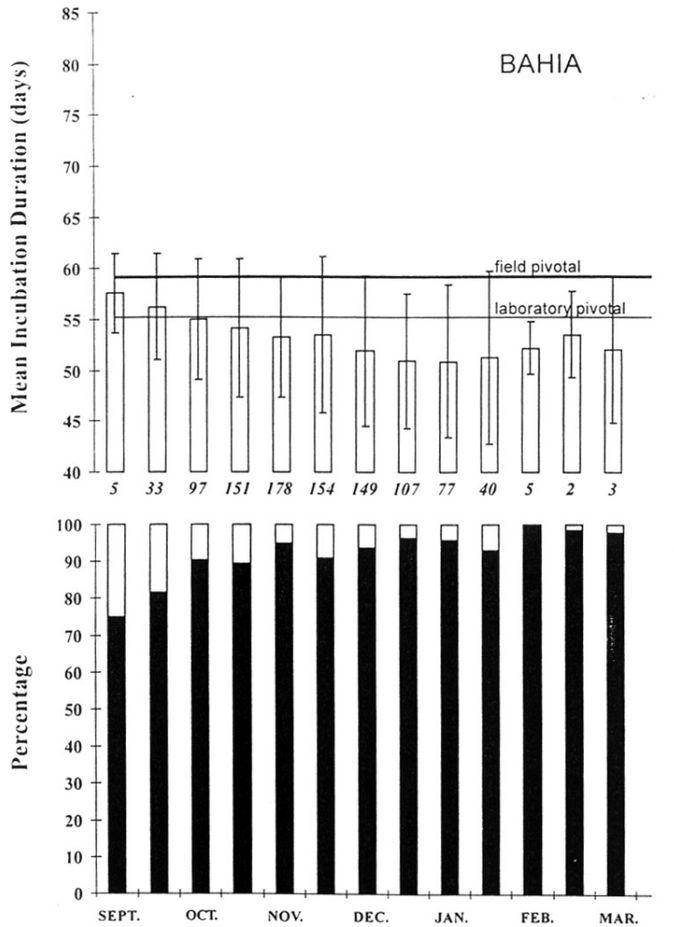
Limitations and possible sources of error

1. The present method of estimating sex ratios appropriate for individual clutches. This is because th(bation durations of two clutches might be the same, bi sex ratios might differ because a temporary deviatior the average temperature might occur for one clutch < the thermosensitive period and for another clutch out? it. In the present paper we estimate sex ratios for gro clutches over several years. With sea turtles, whose r is spread over several months, any^unusual perturbai the generally gradual seasonal changes in temperatui occur during the thermosensitive period for only a sul nests, and of these, a short perturbation should affect t ratios only of a further subset of nests that were close pivotal temperature. A longer unusual perturbation : also affect incubation duration, thus reducing the error estimate of sex ratio.

2. Systematic patrolling of many of the beaches duri years for which we present data started October 1 and March 31. If appreciable numbers of turtles nested bei after these dates, the number of male hatchlings mij underestimated, since September and April tend to be i than the main loggerhead nesting season. Howeve seasonal nesting distributions (Figs. 7 and 8) and other

© 1997 NRC Canada

Fig. 4. Incubation durations (mean ± *2* SD) for Bahia. Data are from all seasons combined. The numbers below each bar is the sample size for that half-month bin. The thin horizontal line is the pivotal incubation duration obtained in the laboratory. The thick horizontal, line is the derived pivotal incubation duration for the field. Solid and open bars show estimates, derived from Fig. 3, of the percentages of females and males, respectively, for each half-month bin.

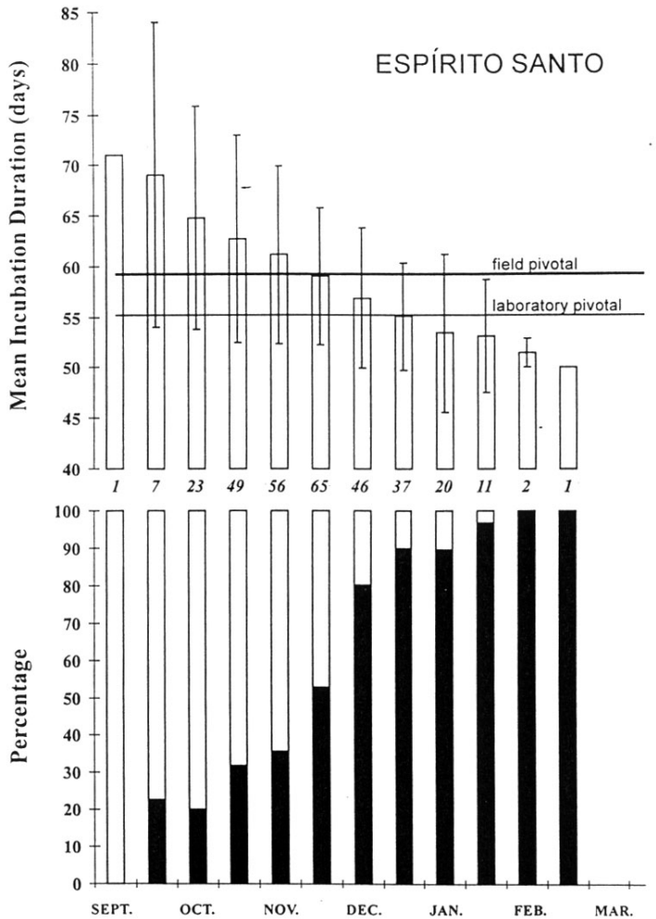


mation (see Methods) make it improbable that major nesting at either end of the season had been missed.

3. Pivotal temperatures were based on eggs from only two clutches. This is far from ideal for approximating a mean for the population. Yet this probably is not a major source of error. The pivotal temperature of 29.2°C for Bahia is close to 29.0°C, the pivotal temperature for loggerheads nesting on the east coast of the U.S.A. *(n* — 6 clutches; Mrosovsky 1988). The laboratory pivotal incubation duration obtained here, 55.2 days, is close to the 56.1 days for loggerheads from the east coast of the U.S.A. (Godfrey and Mrosovsky, see footnote 2; *n* — 6 clutches). The pivotal temperature for sea turtles appears to be a conservative characteristic. So far, despite dissimilarities in experimental methods, all pivotal temperatures obtained for sea turtle species have been within a degree of 29 °C (see the review table in Mrosovsky 1994; Georges et al. 1994). Finally, even if the population pivotal temperature were somewhat higher than the 29.2°C found

© 1997 NRC Canada

Fig. 5. Incubation durations (means ± 2 SD) for Espírito Santo. For details see Fig. 4.



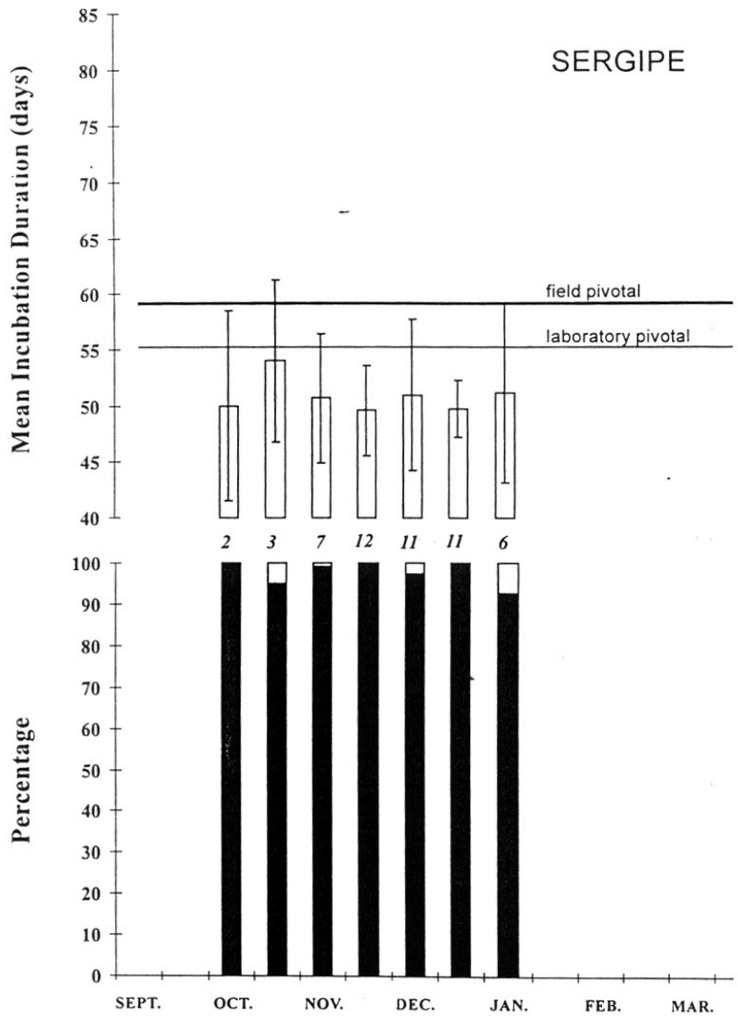
here, and the population pivotal duration somewhat shorter than the 59.3 days found here, the larger skew towards females would be merely reduced, not abolished, because for most of the seasonthe actual incubation durations were well below the pivotal incubation duration (Fig. 4).

4. If the hatch – emergence interval is overestimated (perhaps) loggerhead hatchlings reach the surface sooner in Bahia than in Florida), the pivotal incubation duration of 59.3 days in the field eill be too high and the extent of the female bias correspondingly overestimated. Suppose the hatch – emergence interval is 3.1 days rather than the 4.1 days that we have used, then the overall sex-ratio estimate for Bahia for all years is reduced from 92.6 to 89.2% female. Again, because the actual incubation durations are well below pivotal levels for much of the season, the effect is not huge. Moreover, a 3.1 – day hatch – emergence interval is shorter than any published values (reviewed in Godfrey and Mrosovsky, see footnote 2). It seems unlike that the average could be shorter or even equal to 3 days.

5. In certain areas where there is a high risk of poaching or damage from tourists, all nests, wherever they are laid, are moved to safe places by TAMAR personnel. Removal of eggs in such cases should not bias the sample towards long or short incubation durations. In other places, however,

© 1997 NRC Canada

Fig. 6. Incubation durations (means ± 2 SD) for Sergipe. For details see Fig. 4. SEPT.



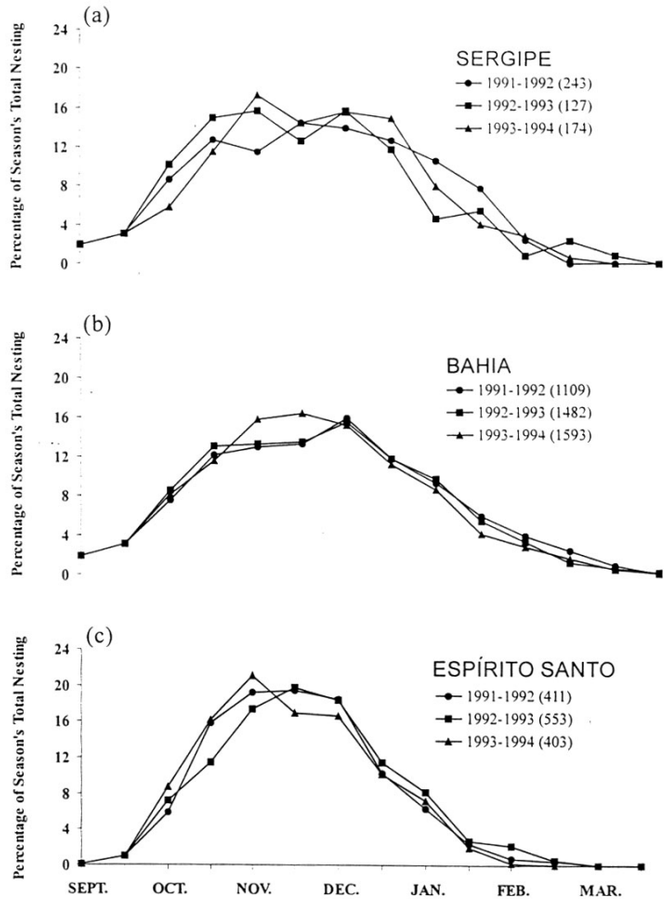
sometimes only clutches laid low down on the beach are relocated, while those higher up are left. The clutches moved are those laid so low on the beach that they are doomed by the high tide; they are known as "ninhos suicidas" in Brazil. Since this study concerns only nests left in situ, any relocated nests are excluded. However, it is not always possible to predict how high the water will come. Suppose that some of the relocated nests would, in fact, have survived if left in situ. Turtle eggs can withstand some washing over by seawater and still survive, though hatch rates are often reduced (Whitmore and Dutton 1985). Nests that are washed over are cooled (e.g., Mrosovsky et al. 1984^). Therefore if nests that would have survived are moved, thus excluding their incubation durations from the sample, then the production of males could be underestimated. We do not have data to assess the extent of this source of error quantitatively. We believe that in most cases designating nests as doomed is correct because these judgements are usually made by people familiar with local conditions. Moreover, on many of these beaches, only a few nests are considered to be doomed by the sea.

Espírito Santo and Sergipe: south-north differences

In Espírito Santo, incubation durations were considerably longer and frequently above the field pivotal level (Fig. 5).

© 1997 NRC Canada

Fig. 7. Seasonal nesting distributions in Sergipe (a), Bahia *(b),* and Espírito Santo (c), expressed as a percentage of the season's total; the numbers in parentheses are the total number of nests in each season.



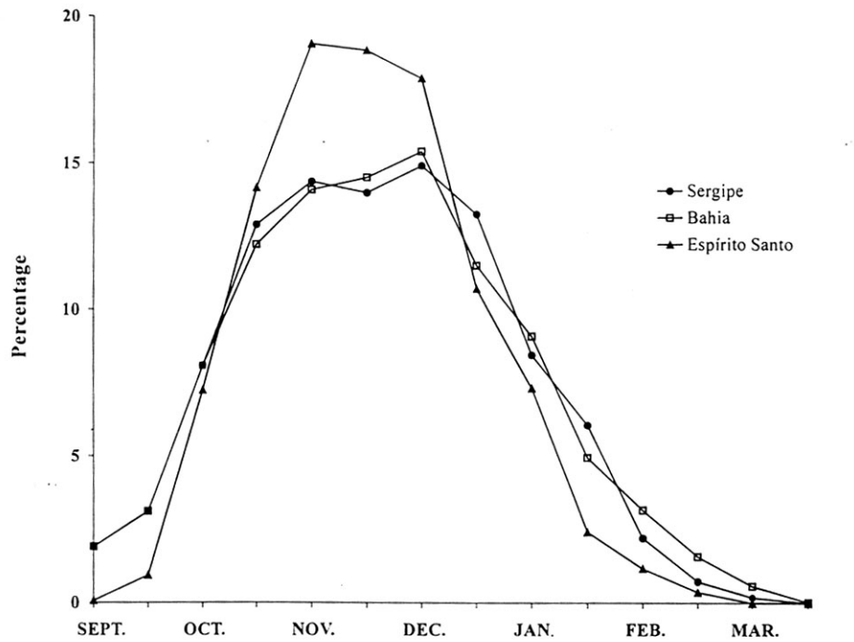
The overall sex ratio, calculated as above from the averages of all years' incubation durations and nesting distributions, was 57.3% female (50.0% when a 3.1-day hatch—emergence interval was used).

These calculations assume that pivotal incubation temperatures and durations are similar for loggerheads nesting in Espírito Santo to those reported here for Bahia. Obviously, data on this point would be desirable, but it is not an unreasonable assumption when one recalls that pivotal levels for sea turtles appear to be relatively conservative, and that no geographic differences in pivotal levels for loggerheads n ing from Florida to North Carolina have been dete (Mrosovsky 1988). If such differences exist they are p ably small.

It would appear that the sex-ratio situation for loggerh in Brazil and the U.S.A. has parallels. In both cases the a major skew towards females in the nesting areas neare the equator. As one goes towards the poles, incubation c tions increase (Figs. 4-6; Mrosovsky 1988; Schwartz IS and therefore, one might infer, the percentages of males

© 1997 NRC Canada

Fig. 8. Comparison of seasonal nesting distributions in different states. Numbers for each half-month bin are expressed as a percentage of the total for 1991-1994.



increase. Sexing of small samples of hatchlings from Georgia and South Carolina indicates that ratios are relatively balanced in these states (Mrosovsky et ai. 1984&).

Sergipe

The data from Sergipe, at the northern end of the loggerhead nesting range in Brazil, are consistent with this. Incubation durations were generally short and well below pivotal levels, indicating a bias towards producing females.

The data for Sergipe cover fewer years, and sample sizes for incubation durations were smaller than those for the other states. No incubation durations were available for the beginning and end of the season (Fig. 6). Fortunately, few turtles nest at the end of the season, so that assumptions about sex ratios do not greatly influence the overall estimate. For missing values in the Sergipe data, the sex ratios calculated for Bahia were assumed to apply. The overall sex ratio in Sergipe was estimated at 96.9% female (94.5% when a 3.1-day hatch—emergence interval was used).

Sex-ratio estimates for different seasons

To learn if sex ratios varied greatly from year to year, we made separate estimates for each of the 3 years (1991 —1992, 1992-1993, 1993-1994) for which we had nesting distribution data. This could not be done for Sergipe because of insufficient data on incubation durations for individual years.

In Bahia, the sex-ratio estimates for the 3 years were 89.3, 95.2, and 98.3% female, respectively. The higher the percentage of females, the more the production of the few males was restricted to the early parts of the season (Fig. 9). The average of these three sex ratios for the 3 years was 94.3% female. This is close to the sex ratio of 92.6% based on average incubation duration and nesting distribution data for all the years (see above).

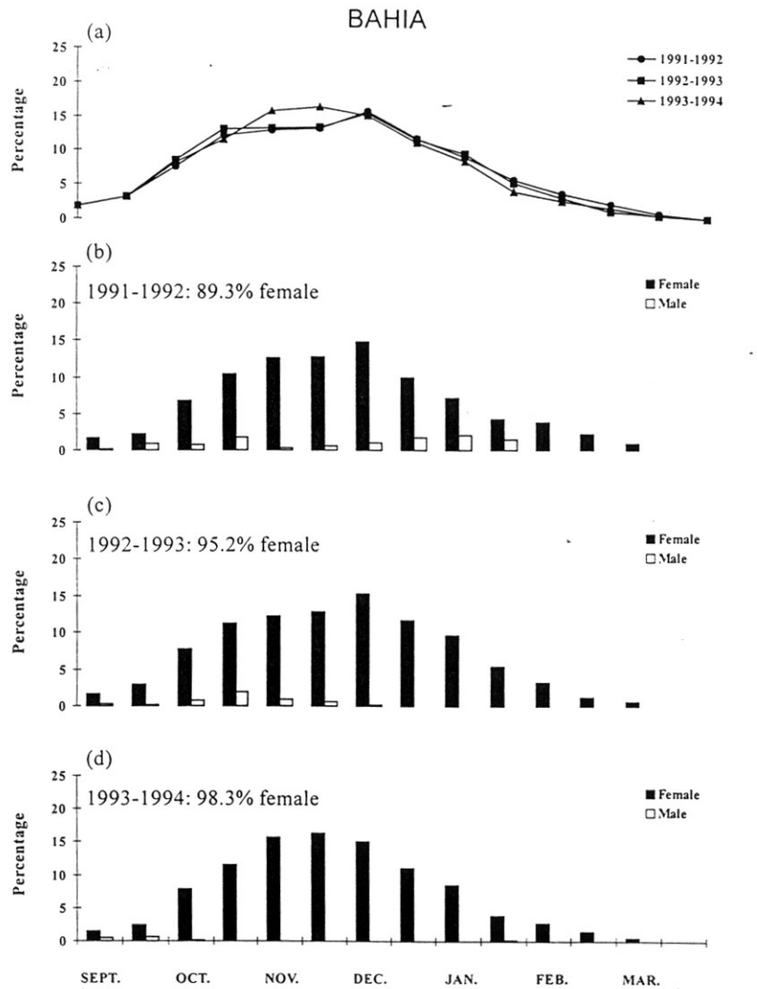
In Espírito Santo there was more variation between the three seasons: the sex-ratio estimates for the 3 years were 53.5, 54.9, and 70.5% female, respectively (Fig. 10). This is another example of differences in hatchling sex ratios of turtles in different years. It is encouraging, however, that for Espírito Santo also, the mean of the three sex ratios for the three separate seasons, 59.6% female, is close to the sex ratio of 57.3% based on the average data from all the years.

Overall sex ratios for loggerheads in Brazil

To estimate the sex ratio of loggerheads produced in Brazil as a whole, as well as knowing the sex ratios for different areas, it is necessary to know the relative numbers of nests laid in different areas. This information is available for Sergipe, Bahia, and Espírito Santo for 4 years (Table 2). Combining the means for these years with overall sex-ratio estimates for these states gave 82.5% female (78.1% when a 3.1-day hatch—emergence interval was used).

© 1997 NRC Canada

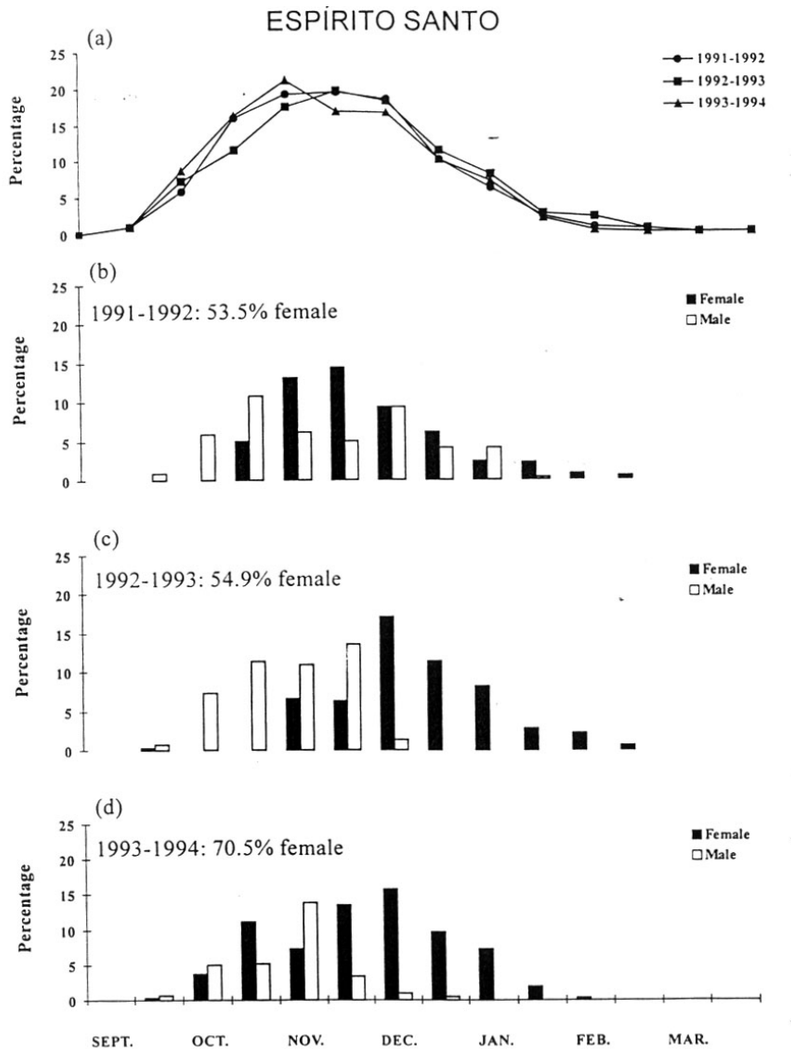
Fig. 9. Seasonal sex production profiles for Bahia. In each season the total number of hatchlings produced is taken as 100%. The graph shows the percentages of this total produced in each half-month bin. Incubation duration data were not available for a few bins at either, end of some seasons; in such cases the average duration for all years (Fig. 4) was used. These cases represented only 2.3—4.9% of nesting in any season, (a) Nesting distributions, *(b—d)* Estimated sex ratios for the 1991 — 1992, 1992 — 1993, and 1993 — 1994 season, respectively.



This calculation of the overall sex ratio for Brazilian loggerhead hatchlings should not be taken as a complete estimate but more as a starting point to be modified as more information is obtained. The Brazilian coastline is more than 8000 km long. TAMAR covers 1100 km, including the most important nesting areas, but not all of the beaches where fewer turtles nest. Also it is possible that new rookeries i still be discovered. For instance, in the state of Rio Janiero, an area has recently been found where a hundred nests per year are thought to be laid. Since thi south of Espírito Santo, it is likely to augment the produc of males more than that of females.

© 1997 NRC Canada

Fig. 10. Seasonal sex production profiles for Espírito Santo. For details see Fig. 9. For a few bins at either end of some seasons, incubation duration data were not available; in such cases the average duration for all years (Fig. 5) was used. These cases represented only 0.3—2.7% of nesting in any season, *(a)* Nesting distributions, *(b—d)* Estimated sex ratios for the 1991 — 1992, 1992-1993, and 1993-1994 season, respectively.



Despite these cautions, it is evident that many more loggerheads nest in the warmer, more northerly, female-producing areas, and that the overall sex ratio is strongly skewed towards females. To understand the demographic implications of this skew, it will be necessary to learn whether loggerheads in Brazil constitute one interbreeding population or subpopulations within their own rookeries. Whichever the case, loggerheads nesting in Brazil do not produce enough males to balance the predominantly female output in the U.S.A.

Implications of skewed sex ratios

The present data on incubation durations in Brazil span 6 years and 11 beaches. The data indicating a skewed sex ratio

© 1997 NRC Canada

Table 2. Loggerhead nests laid in three states in Brazil as a ercentage of the total (n) in these states.

Season	*n*	Sergipe	Bahia	Espírito Santo
I990-1991	1956	10.8	55.9	33.3
1991-1992	1861	12.8	59.3	27.9
1992-1993	2325	5.9	61.9	32.2
1993-1994	2342	7.2	67.7	25.1
Total (1990-1994)	8484	8.9	61.5	29.6

in Florida loggerheads were obtained over 5 years (Mrosovsky and Provancha 1992). Taken together, this evidence diminishes the likelihood that heavily female-biased ratios arise from sampling artifacts or peculiarities of particular nesting areas.

One may still invoke the possibility of a male-producing area elsewhere. The incubation durations of Yucatan loggerheads, 54—55 days (Zurita et al. 1993), do not suggest that many males are being produced in Mexico (cf. Figs. 2, 4, 5). But perhaps there are male-producing rookeries in Africa. The more areas in the western Atlantic that are shown to have female-biased outputs, the larger and (or) more male biased would any male-producing rookeries in Africa have to be to achieve balanced ratios. It seems more likely, with the data from the U.S.A. and now Brazil, that a female bias is a feature of loggerhead turtle demography. What life-history features might give rise to such a skew, and whether they exist in other turtle species, remain challenging questions.

The female-biased sex ratio of loggerhead hatchlings in Brazil, if it carries over to the adult stage, may have some bearing on hybridization between loggerhead and hawksbill turtles (Conceição et al. 1990). It has been pointed out, on the basis of mtDNA evidence, that so far, hybrids between these species have all been found to be crosses between female loggerheads and male hawksbills (Karl et al. 1995). Should this be substantiated with larger samples, it might be suspected that a greater availability of female loggerheads, combined with relatively indiscriminate mate choice by male hawksbills, was responsible. Far fewer hawksbills than loggerheads nest along the coast of mainland Brazil (D'Amato and Marczwski 1993).

It is suspected, on the basis of DNA studies, that some hybrids are capable of producing viable offspring (Bowen et al. 1996). If they are, and male hawksbills are contributing genes to the loggerhead population, then on Fisherian principles the sex ratio of pure loggerheads, when parental investment ends, would not be expected to be quite 1:1 but somewhat biased in favour of females. However, since hybrids are in any case rare, this is not likely to be a major effect. Activities of male hawksbills could hardly be responsible for the large bias towards production of female loggerheads in Brazil.

Implications for conservation programs

In Brazil, state and federal laws covering such things as building permits, access to cars, lighting, and designation of reserves already exist to protect turtle beaches, but enforcement is a continuing challenge. Where rookeries are small, or when few turtles are nesting at the beginning of the season, there may be a temptation to economize on patrols or other conservation measures. If this is done, it should be with the realization that a higher percentage of male-producing nests may sometimes be left unprotected or unmonitored.

For instance, if there is little gene flow between turtles nesting in Bahia and those nesting elsewhere, then for the demographic health of the population, the few males produced in Bahia at the start of some seasons could be important. If, on the other hand, there is considerable gene flow between loggerheads nesting in the various states in Brazil, it would be prudent to make sure that both female- and male-producing regions are protected, even though fewer turtles nest in the latter.

In some areas, especially where there are many people, enforcement is not always practical at present, and TAMAR moves eggs to hatcheries. Concerns about sex-ratio distortion by the use of hatcheries (Mrosovsky and Yntema 1980) should not be exaggerated and lead to a general condemnation of this practice. Establishment of hatcheries and relocation of eggs on the beach are important ways of saving nests that would otherwise be destroyed. The details of each case should be examined. If incubation durations are generally shorter than pivotal incubation durations by a wide margin, as in Bahia (Fig. 4), then the use of hatcheries should have little effect on sex ratio. In the case of the hatcheries at Praia do Forte, Bahia, the likelihood of sex-ratio distortion is further reduced: both incubation durations (Marcovaldi and Laurent 1996) and sand temperatures (Naro et al., see footnote 3) are close to those on the nesting beach.

Applications of the present method

Given the wide availability of data on incubation durations, or the relative ease of collecting such data in places where turtle beaches are already being monitored, the present method of estimating sex ratios could be widely applied. It will give at least a first-order estimate, and can be made more accurate as more information becomes available on hatch - emergence intervals. It does require a knowledge of pivotal incubation durations. More research on this is needed, especially on the most appropriate ways of determining pivotal incubation durations and on their variation within and between | populations. However, if pivotal levels for different popula-j tions turn out to be very close, it may eventually be possible to dispense with this step without much loss of accuracy. Even without refinement, the present method can already be I used in cases where incubation durations differ considerably! from pivotal levels. The incubation durations in Bahia, main loggerhead nesting ground in Brazil, are generally so much below pivotal levels that it seems highly likely thal| there must be a large skew towards production of females \s/ this region.

Acknowledgements

We thank TAMAR's staff and Adriana D'Amato, Pai Barata, Lilia Malkin, and Peggy Salmon for help. Numeroj other people assisted in the collection of the incubation tion data over the years. R. Stephenson loaned us his oxyg analyser. Support came from the Natural Sciences Engineering Research Council of Canada (N.M.) and

© 1997 NRC Canada

Ontario Graduate Scholarship (M.H.G.). TAMAR is supported by Petrobras, affiliated with IBAMA, and co-managed by the Fundação Pró-TAMAR.

References

Ackerman, R.A., and Prange, H.D. 1972. Oxygen diffusion across a sea turtle *(Chelonia mydas)* egg shell. Comp. Biochem. Phys-iol. A, 43: 905-909.

Bellini, C, and de Almeida, A.P.L.S. 1990. Relatório das atividades de proteção e manejo das tartarugas marinhas nas praias entre o Rio Doce e Barra Seca. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Povoação, E. Santo. p. 72.

Blanck, C.E., and Sawyer, R.H. 1981. Hatchery practices in relation to early embryology of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta* (Linné). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 49: 163-177.

Bowen, B.W., Kamezaki, N., Limpus, C.J., Hughes, G.R., Meylan, A.B., and Avise, J.C. 1994. Global phylogeography of the loggerhead turtle *(Caretta caretta)* as indicated by mito-chrondrial DNA haplotypes. Evolution, 48: 1820-1828.

Bowen, B.W., Bass, A.L., Garcia-Rodriguez, A., Diez, C.E., van Dam, R., Bolten, A., Bjorndal, K.A., Miyamoto, M.M., and Feri, R.J. 1996. Origin of hawksbill turtles in a Caribbean feeding area as indicated by genetic markers. Ecol. Appl. 6: 566 — 572.

Bull, J.J., and Charnov, E.L. 1988. How fundamental are Fisherian sex ratios? Oxf. Surv. Evol. Biol. 5: 96-135.

Bustard, H.R., and Greenham, P. 1968. Physical and chemical factors affecting hatching in the green sea turtle, *Chelonia mydas* (L.). Ecology, 49: 269-276.

Chan, E.H., and Liew, H.C. 1995. Incubation temperatures and sex-ratios in the Malaysian leatherback turtle *Dermochelys coriacea.* Biol. Conserv. 74: 169 — 174.

Conceição, M.B., Levy, J.A., Marins, L.F., and Marcovaldi, M.A. 1990. Electrophoretic characterization of a hybrid between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* (Chelonii-dae). Comp. Biochem. Physiol. B, 97: 275-278.

Crews, D., Bergeron, J.M., Bull, J.J., Flores, D., Tousignant, A., Skipper, J.K., and Wibbels, T. 1994. Temperature-dependent sex determination in reptiles: proximate mechanisms, ultimate outcomes, and practical applications. Dev. Genet. 15: 297 — 312.

D'Amato, A.F., and Marczwski, M. 1993. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Cheloniidae) na região de Praia do Forte, município de Mata de São João, Bahia, Brasil, durante o período reprodutivo 1990-1991. Arq. Biol. Tecnol. (Curitiba), 36: 513-519.

Eendebak, B.T. 1995. Incubation period and sex ratio of Hermann's Tortoise, *Testudo hermanni boettgeri.* Chelonian Conserv. Biol. 1: 227-231.

Fisher, R.A. 1930. The genetical theory of natural selection. Clarendon Press, Oxford.

Georges, A., Limpus, C, and Stoutjesdijk, R. 1994. Hatchling sex in the marine turtle *Caretta caretta* is determined by proportion of development at a temperature, not daily duration of exposure. J. Exp. Zool. **270:** 432-444.

Godfrey, M.H., Barreto, R., and Mrosovsky, N. 1996. Estimating past and present sex ratios of sea turtles in Suriname. Can. J. Zool. 74: 267-277.

Gross, T.S., Crain, D.A., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., and Carthy, R.R. 1995. Identification of sex in hatchling loggerhead turtles *(Caretta caretta)* by analysis of steroid concentrations in chorioallantoic/amniotic fluid. Gen. Comp. Endocrinol. 99: 204-210.

Janzen, F.J. 1994. Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 91: 7487-7490.

Karl, S.A., Bowen, B.W., and Avise, J.C. 1995. Hybridization among the ancient mariners: characterization of marine turtle hybrids with molecular genetic assays. J. Hered. 86: 262-268.

Lewis-Winokur, V., and Winokur, R.M. 1995. Incubation temperature affects sexual differentiation, incubation time, and post-hatching survival in desert tortoises *(Gopherus agassizi).* Can. J. Zool. 73: 2091-2097.

Lovich, J.E. 1996. Possible demographic and ecologic consequences of sex ratio manipulation in turtles. Chelonian Conserv. Biol. 2: 114_T117.

Marcovaldi, M.A., and Laurent, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conserv. Biol. 2: 55-59.

Mrosovsky, N. 1988. Pivotal temperatures for loggerhead turtles *(Caretta caretta)* from northern and southern nesting beaches. Can. J. Zool. 66: 661-669.

Mrosovsky, N. 1994. Sex ratios of sea turtles. J. Exp. Zool. **270:** 16-27.

Mrosovsky, N., and Godfrey, M.H. 1995. Manipulating sex ratios: turtle speed ahead! Chelonian Conserv. Biol. 1: 238—240.

Mrosovsky, N., and Pieau, C. 1991. Transitional range of temperature, pivotal temperatures and thermosensitive stages for sex determination in reptiles. Amphib.-Reptilia, 12: 169-179.

Mrosovsky, N., and Provancha, J. 1989. Sex ratio of loggerhead sea turtles hatching on a Florida beach. Can. J. Zool. 67: 2533 — 2539.

Mrosovsky, N., and Provancha, J. 1992. Sex ratio of hatchling loggerhead sea turtles: data and estimates from a 5-year study. Can. J. Zool. **70:** 530-538.

Mrosovsky, N., and Yntema, C.L. 1980. Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: implications for conservation practices. Biol. Conserv. 18: 271—280.

Mrosovsky, N., Bass, A., Corliss, L.A., Richardson, J.I., and Richardson, T.H. 1992. Pivotal and beach temperatures for hawksbill turtles nesting in Antigua. Can. J. Zool. **70:** 1920 — 1925.

Mrosovsky, N., Dutton, P.H., and Whitmore, C.P. 1984a. Sex ratios of two species of sea turtle nesting in Suriname. Can. J. Zool. 62: 2227-2239.

Mrosovsky, N., Hopkins-Murphy, S.R., and Richardson, J.I. 19846. Sex ratio of sea turtles: seasonal changes. Science (Washington, D.C.), **225:** 739-741.

Murphy, T.M., and Hopkins, S.R. 1984. Aerial and ground surveys of marine turtle nesting beaches in the southeast region. Report to the U.S. National Marine Fisheries Service, National Oceanic and Atmospheric Administration, Miami, Fla.

Rimblot-Baly, F., Lescure, J., Fretey, J., and Pieau, C. 1987. Sen-sibilité à la temperature de Ia différenciation sexuelle chez la Tortue Luth, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761): application des données de l'incubation artificielle à l'étude de la sex-ratio dans la nature. Ann. Sci. Nat. Zool. (Paris), 8: 277—290.

Santos, A.S. 1993. Relatório das atividades realizadas pela base de Comboios - ES durante a temporada reprodutiva de 1992/1993. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Comboios, E. Santo. p. 36.

Schwartz, F.J. 1989. Biology and ecology of sea turtles frequenting North Carolina. *In* Proceedings of the North Carolina Coastal Oceanography Symposium. *Edited by* R.Y. George and A.W. Hulbert. National Oceanic and Atmospheric Administration, National Undersea Research Program Rep. No. 89-2. pp. 305-330.

Shoop, CR., Ruckdeschel, C.A., and Thompson, N.B. 1985. Sea turtles in the southeast United States: nesting activity as derived.

© 1997 NRC Canada

Chelonian Conservation and Biology, 1997, 2(4):607-610
© 1997 by Chelonian Research Foundation

An Ecotourism Initiative to Increase Awareness and Protection of Marine Turtles in Brazil: the Turtle by Night Program

CLAUDIA FIGUEIREDO VIEITAS[1]
AND MARIA ÂNGELA MARCOVALDI[1]

[1]*Fundação Pró-TAMAR,*
C.P. 2219, Rio Vermelho, Salvador, Bahia 40210-970 Brazil
[Fax: 55-71-876-1067; E-mail: protamar@e-net.com.br]

The Brazilian Sea Turtle Conservation Program (TAMAR) was founded in 1980. Its main goal has been to protect sea turtle populations along the coast by trying to stop the slaughter of nesting females and egg poaching as well as accidental capture in fishing gear. It is affiliated with the Brazilian Environmental Agency (IBAMA) and co-managed by Fundação Pró-TAMAR, an NGO. Local fishermen, who used to hunt turtles, were hired to patrol the nesting areas and feeding grounds. Throughout the years, TAMAR has raised the awareness of local people for endangered sea turtles and developed new, alternative sources of income for coastal communities. Each of the 22 stations of TAMAR has its own characteristics and particular community-based conservation work. One example is the pioneering work in the states of Espfrito Santo and Sergipe, where TAMAR has helped organize women's groups for making handicrafts, such as embroidery and T-shirts with sea turtle motifs. Today, around 30% of TAMAR's budget comes from the sale of its products. Integrating local villagers into TAMAR's work also helps spread the message of conservation to neighboring villages and to tourists who visit some of its stations.

TAMAR also raises funds and awareness for conservation of Brazilian marine turtles through its Sea Turtle Adoption Campaign. By "adopting" a sea turtle for US $50 people can give one more hatchling the opportunity to reach the safety of the sea. Adopters receive an exclusive T-shirt, an adoption certificate, and a participation sticker. Another attractive aspect of the campaign is that participants enter a special raffle that provides a one-week trip for two to Praia do Forte or to Fernando de Noronha Archipelago, with air tickets sponsored by Varig, the Brazilian Airlines, along with food and hotel accommodations.

TAMAR's National Headquarters is based at Praia do Forte beach (12°34'S, 38°00'W), on the northeastern coast of Brazil. 80 km north of Salvador, Bahia (Marcovaldi and Laurent. 1996). Praia do Forte beach has become, during the past 10 years, a major tourist beach, receiving many visitors, especially during the high season summer months of December to February.

At Praia do Forte, where ecotourism is becoming a common activity, adopters have the option of choosing

either the exclusive T-shirt or going on the Turtle by Night Program, a pioneering ecotourism initiative in the area. TAMAR believes that ecotourism can be a productive conservation venture if it: 1) provides income and other benefits to the local community. 2) does not grow to unmanageable proportions, 3) has a substantial component of true environmental education, and 4) provides income for conservation activities.

TAMAR station at Praia do Forte protects 50 km of beaches, including 15.5 km of an *in situ* study area, where turtle nests are left on the beach. The nests in the remaining areas are transferred either to protected areas of the beaches or to open-air beach hatcheries, due to threats such as erosion, inappropriate coastal development, and natural predation. Four species of marine turtles nest at Praia do Forte beach between September and March (loggerhead - *Carettacaretta,* hawksbill - *Eretmochelys imbricata*, olive ridley - *Lepidochelysolivacea*, and green turtle - *Chelonia mydas*) (Marcovaldi and Laurent. 1996).

Praia do Forte Station has a visitor center that is open daily from 0900 to 1900 hrs. It has two open-air beach hatcheries and five display tanks (2.7-5.7 m in diameter) holding about 20 sea turtles of different ages for environmental education purposes. There are also two shops that sell TAMAR products made by residents of coastal communities, a small museum, and a snack bar. Only the museum charges an entrance fee. It is open four hours a day with tours guided by a biologist.

A survey of the number of visitors during the high season, done during the 1995–96 nesting period, showed an average of 1200/day during weekdays and 2000/day during weekends. Only a few visited the museum (average of 14/day). In addition to tourists, the museum also receives journalists, school groups, and local residents without charge. The museum has a TV and a VCR. a computer with a multimedia program about TAMAR, educational panels, turtle skeletons and shells, preserved hatchlings. and an aquarium room. Visitors have the opportunity to learn more about marine turtles and the many different ways they can help TAMAR. Optional activities include participation in the Sea Turtle Adoption Campaign and the Turtle by Night Program (TBN).

Methods. — TBN is part of the Sea Turtle Adoption Campaign and takes place only from December to March. This period was chosen due to the high number of nests and hatchling emergences and the great number of tourists visiting the beach at this time. After a two year pilot project in the 1993–94and 1994–95 nesting seasons, TBN became a regular program in 1995–96. The results of the last season are discussed here.

TBN functions as a tour guided by a biologist. The program informs people about sea turtle biology, management and conservation, and allows participation in TAMAR's field work. It also raises money for supporting other TAMAR activities such as the creation of new job opportunities for local residents. It is run in partnership with a small travel agency specialized in ecotourism which provides transportation and translations as needed. Each tour is limited to a maximum of 14 participants. If there are less than 4 participants, the program functions without the structure of the travel agency and utilizes only TAMAR's own vehicle. Children under age 14 need to be accompanied by an adult. Instead of a "turtle watch" program, a common ecotourism practice in Florida, where visitors watch nesting females (Johnson et al., 1996a.b). the most attractive part of our program is the release of hatchlings that emerge nightly from the beach hatcheries. When signing up for the program, tourists receive a brochure explaining how to behave in the presence of a nesting turtle, what to wear, and what to bring for the nighttime excursion.

The program lasts about two and a half hours. The travel agency brings people to TAMAR's visitor center. At the museum, a biologist shows a videotape on sea turtles and the conservation work of TAMAR. The tourists then join the biologist at the beach hatcheries to check and collect recently emerged turtles, helping to count them and learning about differences between the species. It is explained that the beach hatcheries are used as a management tool and that the best way to protect nests is by keeping them *in situ*, whenever possible. The group is then taken to the nesting beach in jeeps.

Approximately 200 to 350 hatchlings are released during each program. They are released at the main nesting site where the possibility of also finding a nesting female is high and where nests are kept *in situ*. In order to prevent the participants from stepping on the hatchlings. we ask them to stay outside two parallel lines, drawn 4-5 m apart on the sand, between which we release the baby turtles.

To explain about turtles' sea-finding behavior and attraction to light (see Witherington, 1995), we use a flashlight. We ask people not to use their own flashlights at this time. As the turtles head to sea. we turn our light on briefly two or three times to demonstrate how the hatchlings move toward the light. Tourists are free to take flash photography but we ask for some restraint on video cameras with lights (e.g., only allowed for short moments, with intervals of at least 5-10 min).

When all the hatchlings have entered the sea. we observe the *in situ* nests to discuss turtle nesting behavior

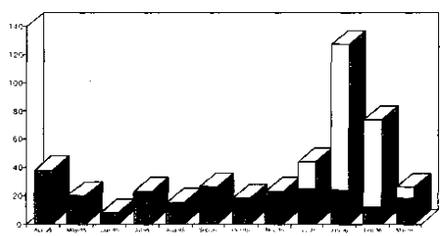


Figure 1. Number of monthly sea turtle adoptions from April 1995 to March 1996 (shaded bars) and number of monthly Turtle by Night Program participants from December 1995 to March 1996 (open bars).

and our field work (tagging program and demography) (Marcovaldi and Laurent. 1996). If we are unable to find a recent nest with the female's tracks and a well-developed body pit. we demonstrate how a nest is made.

When we return to the museum the participants receive their adoption certificate and are invited to visit the museum as many times us they want, without charge. They are then taken back to their hotels.

No questionnaire was given to the participants. Visitor response to the TBN has been obtained by compiling answers to informal questions, the number of return visits to the visitor center, the number of letters and phone calls received afterwards, and the number of people applying for the TBN on the recommendation of former participants.

Results and Discussion. — During the 1995–96 nesting season, between 21 December and 15 March, the Sea Turtle Adoption Campaign had 236 participants, of which 192 (81.3%) participated in the Turtle by Night Program (Fig. 1). The average number of participants per TBN was 7.4 (range. 2–14) on a total of 26 programs. A profile of the participants in the TBN is presented in Table 1.

The TBN was usually seen by the participants as an alternative program during their holidays, but also as an educational option for children, since families with children represented 44.8% of the participants. Most participants were from Brazil (88%), a very high percentage, as TBN was initially designed to enroll foreigners visiting Praia do Forte. Of the Brazilians, most (84.6%) were from Sao Paulo state, the richest part of the country, and only a very low proportion was local, from Bahia state (1.5%).

At the end of each TBN. most participants responded positively and indicated having enjoyed being in a small group and getting close attention from a biologist. Participants also appreciated the extra privileges such as free museum visits, adoption certificate, and participation sticker. TBN cannot be considered or announced as a "turtle watch" program since an encounter with a nesting turtle cannot be guaranteed. People do come to TBN with high expectations of finding a female turtle at the beach. However, one rarely encounters nesting females in Praia do Forte during the TBN because the beach program only lasts 1.5 hours, is restricted to 1 km of beach, and is not held during the peak of the nesting season. Because of this, we anticipated some dissatisfaction with the program. However, we found that participants enjoyed just releasing the hatchlings and learning about our field work. We did not encounter any nesting turtles during the 26 TBN programs this season.

Table 1. Categories of participants in the TBN Program.

By Age	Adults	145
	Children (<14 yrs)	47
By Sex	Men	85
	Women	107
By Citizenship	Foreigners	23
	Brazilians	169
By Groups	Families with Children	30 (n = 86)
	Couples	28 (n = 56)
	Singles	50

Conclusions and Recommendations

1) TBN is a program designed to raise money to support sea turtle conservation through educational activities and to create new job opportunities for residents. We believe that experiences like this should be encouraged.

2) It is not advisable to take more than 15 tourists to the beach simultaneously. This policy is necessary to protect the hatchlings on their way to the sea and to make people enjoy the small group atmosphere. Programs that include watching nesting turtles often take larger groups (Johnson et al., 1996b), but we do not recommend it for a program like TBN.

3) People want to touch the hatchlings, so participants are given the opportunity to either count them in the hatcheries or release them on the beach. By allowing the participants to help the biologist by counting and releasing the turtles, the animals are not subjected to additional stress. It also provides the benefit of having more people help TAMAR spread the message of marine conservation.

4) Turning on flashlights briefly while hatchlings head to the sea could have an effect on their orientation. Mrosovsky (1978) suggested that intermittent flashing has less effect on orientation than intensity of light, in that hatchlings seem to integrate light over a broad time span rather than react to brief flashes. We nonetheless suggest that the use of lights be restrained to avoid any subsequent effects on the animals (LeBuff, 1990).

5) TAMAR hopes to continue this program every year, expanding the number of times the Turtle by Night Program is offered. We intend to improve the program by making people feel good about participating, about helping TAMAR, and about acquiring knowledge of marine turtles.

6) To be economically viable, a program like the TBN can only be managed in places where the number of tourists is high.

7) Additional programs, educating both tourists and local residents about sea turtle biology and expanding awareness on the danger of extinction of these animals, are also being developed in other TAMAR stations, free of charge, as a part of TAMAR's growing education program (Thome et al., 1995).

Acknowledgments. — We are thankful to Cynthia P. Machado, Manjula Tiwari. and Marydele Donelly for reviewing previous versions of this manuscript. We also thank all members of the TAMAR team. TAMAR is supported by Petrobras. affiliated with IBAMA, and co-managed by Fundação Pró-TAMAR.

Literature Cited

JOHNSON. S.A., BJORNDAL, K.A., AND BOLTEN, A.B. 1996a. A survey of organized turtle watch participants on sea turtle nesting beaches in Florida. Chelonian Conservation and Biology 2(1):60-65.

JOHNSON. S.A., BJORNDAL, K.A., AND BOLTEN, A.B. 1996b. Effects of organized turtle watches on loggerhead nesting behavior and

hatchling production in Florida. Conservation Biology 10(2): 1-9.
LEBUFF. C.R., JR. 1990. The Loggerhead Turtle in the Eastern Gulf of Mexico. Sanibel. FL: Caretta Research Inc., 216 pp.
MARCOVALDI, M.A., AND LAURENT, A. 1996. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. Chelonian Conservation and Biology 2(l):55-59.
MROSOVSKY, N. 1978. Effects of flashing lights on sea-finding behavior of green turtles. Behav. Biol. 22:85-91.
THOMÉ, J.CA., BAPTISTOTTE, C., SCALFONI, J.T., RIETH, D.B., ALMEIDA. A.P.S.L., MOREIRA, L.M.P., SANTOS, A.S., LEDERMANN. M.R., AND ANTAR, P. 1995. Actividades de educación ambiental y participacion comunitaria dessarolladas por el Projecto TAMAR/IBAMA en el Estado do Espirito Santo. Brasil. XII Encuentro Interuniversitario y II Encuentro Internacional para la Conservacion de las Tortugas Marinas. Mazunte, Mexico. Unpublished.
WITHERINGTON, B.E. 1995. Hatchling orientation. In: Bjorndal, K.A. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Revised Edition. Washington. DC: Smithsonian Institution Press. pp. 577-578.

Received: 18 October 1996
Reviewed: 5 April 1997
Revised and Accepted: 15 May 1997

A atuação das Fundações privadas junto ao meio ambiente

VICTOR PATIRI
Fundação pró-tamar –Salvador/BA

Introdução

Inicialmente, gostaria de agradecer o convite recebido através da Dra. Maria Cecília Medeiros de Farias Koher, Presidente da Fundação Irmão José Otão e do Centro Brasileiro de Fundações-CEBRAF, para participar dos trabalhos do II Encontro Estadual de Fundações Privadas.

Aproveito, ainda, para ressaltar o importante que a comissão organizadora deste evento destacou para as Fundações vinculadas ao meio ambiente para poderem levantar suas linhas de ação, dificuldades operacionais e possibilidades de intercâmbio que tanto vêm contribuindo para o fortalecimento do 3º setor.

1. Histórico

De acordo com as avaliações da comunidade científica internacional especializada, o Brasil faz parte do grupo de nações que apresenta elevados índices de diversidade biológica em razão da exuberância e complexidade de seus grandes ecossistemas.

Esse patrimônio natural torna-se fonte de matéria prima quando através do fornecimento de recursos naturais renováveis não renováveis impulsionam o desenvolvimento econômico.

Entretanto, em razão das pressões antrópicas ao longo de décadas, nossos ecossistemas, a exemplo de outros países da América Latina, África, Ásia e Oceania, vêm sendo gradativamente descaracterizados. A Mata Atlântica reduziu-se a menos de 8% de sua extensão original, em menos de 15 anos.

Estudos indicam que a Floresta Amazônica já perdeu aproximadamente 10% de sua cobertura original, a Caatinga enfrenta problemas com a falta de água, estando em processo de desertificação, o Pantanal e o Cerrado sofrem pressões por tornarem-se pólos de expansão de atividades agrícolas. No Litoral, baías e manguezais cederam espaços para implantação de complexos industriais e a expansão dos conglomerados urbanos.

Nesse contexto, cabe ao Poder Público, através da União, Estados e Municípios, em seus respectivos níveis de atuação, a elaboração específica, fiscalização, bem como o desenvolvimento de políticas que incentivem ações para ações para a conservação e preservação de relevância ecológica, dos mananciais hídricos exploração nacional de recursos renováveis, proteção à fauna e à flora ameaçadas de extinção, do estabelecimento do parâmentros que controlem a emissão dos gases poluentes e efluentes industriais, entre outras atribuições.

“A experiência demonstra que a perda de qualidade ambiental, além de pôr em risco recursos naturais significativos, não tem resultado em nenhuma melhoria digna da qualidade de vida das populações humanas” (Fonseca et al, 1995).

Em razão da impossibilidade operacional do Estado em executar seu papel, bem como a preocupação com a qualidade de vida atual e das futuras gerações, incentivaram-se seguimentos da Sociedade a se mobilizarem. Deste modo, a partir de 1958, data de criação da Fundação Brasileira de Conservação à Natureza (FBCN), várias instituições foram surgindo.

Apesar da existência de redes e fóruns de organizações não governamentais, não se conhece com precisam o número de fundações privadas que desenvolvem ações junto ao meio ambiente. A recente revisão da Ecolista-Cadastro Nacional de Instituições Ambientais (MaterNatura/WWF, 1996) diagnosticou que encontra-se em atuação 985 instituições, entre organizações governamentais e não governamentais, destas, 56 são fundações privadas.

O Cadastro Nacional de Entidades Ambientalistas (CONAMA/Ministério do Meio Ambiente 1996)possui 221 organizações não governamentais inscritas até dezembro de 1996. Deste total, 23 são fundações privadas, sendo que 15 destas entidades, também encontram-se relacionadas na Ecolista. Deste modo, pode-se estimar que no Brasil o número de fundações privadas ligadas ao meio ambiente não seja superior a 100.

2 Áreas de atuação

A exemplo de outros seguimentos, também no meio ambiente, com o passar dos anos, as fundações foram formal ou informalmente ampliando a abrangência de suas atividades, aproximando-se mais do Estado e assumindo em várias situações, atribuições que originalmente pertenciam ao governo.
Pode-se destacar, dentre outras, as seguintes funções:
*Monitoramento e fiscalização do cumprimento da legislação ambiental;
*Incentivo ao aprimoramento da legislação;
*Apoio e desenvolvimento de projetos científicos;
*Co-gestão em áreas protegidas;
*Formação e capacitação de novos profissionais;
*Geração e transferência de tecnologias;
*Capacitação, geração e repasse de recursos.

Deve-se ressaltar que as primeiras incursões foram direcionadas para os desafios de conservação de espécies e áreas vulneráveis. Entretanto, com a evolução dos trabalhos, verificou-se a necessidade de aprimorar as atividades em desenvolvimento, que transformaram as formas de abordagem em questões multidisciplinares. Desta maneira, surgiram ações que procuraram incentivar a participação direta das comunidades locais na execução dos programas em andamento. Como resultado desta nova estratégia de atuação, passaram, também, a procurar alternativas econômicas viáveis, compatíveis com a preservação do meio ambiente.

Com o surgimento de perspectivas de trabalho, associadas ao crescente envolvimento comunitário, novas experiências apareceram através de atividades educacionais, muitas vezes informais, criando oportunidades para também se resgatarem as tradições e culturas locais, objetivando assim o fortalecimento destas comunidades.

3. Captação de recursos e limitações operacionais

Por serem as fundações ligadas ao Meio Ambiente entidades relativamente novas, a estabilidade operacional é, sem dúvida, um dos maiores desafios a ser superado.

Geralmente, os recursos disponíveis para serem aplicados na manutenção dos programas são originados a partir de doações do setor produtivo, doadores anônimos, repasses de organizações ambientalistas internacionais, convênios específicos com órgãos governamentais e agências financiadoras de projetos.

A busca de auto-suficiência é a meta de qualquer instituição. Isto resulta na necessidade da obtenção de recursos não vinculados, que permitem aplicá-los de acordo com o planejamento e prioridades destas instituições. Assim sendo, algumas entidades passaram a desenvolver estratégias, visando o mercado consumidor e formador de opinião. Incentivou-se a criação e desenvolvimento de processos produtivos internos ou através de parcerias com o setor privado e também investidas em marketing ecológico, em razão do apelo da causa ambientalista junto à sociedade. Esta nova forma de atuação vem possibilitando repercussões positivas, permitindo simultaneamente, reforçar as entidades institucionais e, também, a conservação dos recursos naturais.

Entretanto, mesmo com atividades contínuas, não existe confiança na regularidade do aporte de recursos, fato que compromete a estabilização de quadros profissionais permanentes, bem como a saúde financeira das instituições, o que as torna vulneráveis.

Além disso, no caso do Brasil, ainda não dispomos de uma legislação adequada que incentive a atuação e o fortalecimento do terceiro setor na área ambiental. Nesta linha de raciocínio, pode-se destacar alguns exemplos de limitações:

a) Apesar da abrangência multidisciplinar que caracteriza, muitas vezes, o trabalho da conservação ambiental, existe a dificuldade de interpretação dos órgãos competentes no sentido de caracterizar a atuação destas instituições como filantrópicas, por questão meramente conceituais, ainda restritas a ações em saúde, educação e assistência social. Esta situação penaliza a natureza das fundações, que apesar de serem instituições sem fins lucrativos, são obrigadas a realizar o recolhimento de encargos sociais em alíquotas muita próximas às empresas privadas;

b)A atual Lei de Diretrizes Orçamentárias restringe as organizações não governamentais que formalizam convênios com a União, a receberem recursos para serem aplicados “apenas” em despesas de custeio (manutenção, auxílio pessoal temporário), estando vedado o repasse para despesas de investimentos (equipamentos, obras e instalações) fato que bem gerenciamento e fiscalizando contribuiria com ações mais eficazes na proteção ambiental;

c) A Lei do Imposto de Renda das Pessoas Jurídicas (Lei nº 9.249/95) reduziu os limites de dedutibilidade , estrangulando o incentivo das doações, alterando os valores da base de cálculo de 5% para 2% do lucro operacional das empresas.

4. Conclusões

Independente da área de atuação, as fundações desempenham importante papel junto à sociedade, constituindo-se em instrumentos facilitadores para estabilização e regularidade de ações.

Pode-se observar que se a escassez de recursos vem dificultando a estabilidade das entidades que atuam no meio ambiente, por outro já observa-se a tendência pela procura da capacitação, visando o aperfeiçoamento institucional.

Observa-se também, que as dificuldades a serem superadas são muito semelhantes e devem se constituir em incentivos para aproximar, bem como estimular o intercâmbio fundacional; consequentemente, ampliar nosso espaço, conseguindo representatividade e direito.

Bibliografia consultada

Cadastro Nacional de Entidades Ambientalista – CNEA – CONAMA – Ministério do Meio Ambiente, Recursos Hídricos e Amazônia Legal, Brasília: não publicado, 1996. 44p.

ECOLISTA – Cadastro Nacional de Intituições Ambientalistas. Coord. Paulo Aparecido Pizzi. 2 ed. Ver. ampl Curitiba: Mater Natura-Instituto de Estudos Ambientais/WWF, 1996. 348 p.

FONSECA< G et al. Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International, Universidade Federal de Minas Gerais, University of Flórida, 1995, p. 2-7.

LOPES, Ignez. Vidigal (org.)et al. Gestão Ambiental no Brasil: experiência e sucesso. Rio de janeiro: Editora Fundação Getúlio Vargas, 1996. 408 p.

Práticas para o Sucesso de ONGS ambientalistas . Coord. Tereza Urban. Curitiba:Unibanco, 1997. 170 p.(Cooperação The Nature Conservancy / SPVS)

PATIRI, V. A atuação das Fundações privadas junto ao meio ambiente. In: ENCONTRO INTERNACIONAL DE FUNDAÇÕES PRIVADAS, 2., ENCONTRO ESTADUAL DE FUNDAÇÕES, 3., 1997. Porto Alegre. **Anais...**, Porto Alegre: PUCRS, 1997. p.58-59.

A PESCA ARTESANAL DE EMALHE NO LITORAL NORTE DO ESTADO DE SERGIPE

Maria Lúcia Góes de Araújo* - INPA/UA
Valmir César Coelho – TAMAR/IBAMA

A pesca artesanal no litoral norte do Estado de Sergipe é rudimentar, sendo realizada por canoas a remo, utilizando-se rede de emalhe fixa ou flutuante, colocadas até 4 milhas da costa. O estudo desta atividade pesqueira vem sendo desenvolvido pelo Projeto TAMAR desde 1995, na base do projeto localizada na Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu-SE. A rede de emalhe utilizada é de monofilamento com 100 de comprimento e 25 cm de altura, com tamanho da malha entre nós opostos de 12 cm e fio número 50. O tempo de pesca varia de 24 a 72 horas, sendo colocadas a cada viagem de 3 a 5 redes, que são monitoradas a cada 6 ou 8 horas. As capturas da pesca artesanal variam sazonalmente, e são compostas por indivíduos jovens e adultos de diversas famílias Teleósteos, e por jovens e neonatos de Elasmobrânquios. A maior riqueza de espécies é observada nos meses de setembro, outubro e novembro. Tem havido invasão da área de pesca de emalhe pela frota de arrasto de camarão, o que o que tem gerado conflitos. As capturas das espécies tradicionalmente comercializadas pelos pescadores artesanais, tem diminuído e estas são componentes da fauna acompanhante da pesca de arrasto de camarão

*Caixa Postal 2310, Aleixo. Manaus- AM CEP: 69.060-001. Fax: (092) 664-2682. E-mail: mlg@cr-am.rnp.br .

ARAÚJO, M.L.; SILVA, V.C.; COELHO, A.C. A pesca artesanal de emalhe no litoral norte do Estado de Sergipe. In: REUNIÃO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ICTIOLOGIA, 12., 1997. São Paulo. **Resumos...**, São Paulo: FAPESP, 1997, p.309.

O PROJETO TAMAR NA COMUNIDADE DE REGÊNCIA

Baptistotte, C.; Sangália, C.; Scalfone, J.; Satiro, B.; Thomé, J.C. & Zanoni, S..

Apresentado no IV Fórum Nacional de Educação Ambiental, Guarapari, ES, 5-8 agosto de 1997.

Instituição: FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR

O Projeto TAMAR-IBAMA foi criado em 1980 com o objetivo de proteção e pesquisa das Tartarugas Marinhas do Brasil. A comunidade de Regência – Linhares, tradicionalmente pesqueira, com aproximadamente 1.000 habitantes, localiza-se na foz do Rio Doce (lat S 19° 38 – long W 39° 45). Para apoiar o programa e buscar sua auto-sustentação foi criada em 1988 a Fundação Pró-TAMAR que, além de proteção às tartarugas, envolveu a comunidade no projeto de conservação buscando a melhoria da qualidade de vida da mesma. Como metodologia, o TAMAR buscou a participação dos moradores num trabalho sócio-cultural e comunitário, não limitando a Educação Ambiental a práticas de ensino pré-determinadas, e sim utilizando como meios didáticos diversas atividades educativas, tais como: centro de vivência, biblioteca, grupos de teatro, excursões, gincanas, concursos de cartaz e redação, oficinas artístico-educativas, viveiro de mudas, palestras, vídeos, jornal e periódicos, campanhas educativas, incentivos à associações e cooperativas, reuniões e eventos relacionados ao contexto sócio-cultural da comunidade. A busca de alternativas econômicas também tem sido uma das prioridades, através de oficinas profissionalizantes e unidades produtivas.

Tendo como público alvo a comunidade em geral: escola, pescadores, mulheres, jovens, etc., além de turistas. O resultado tem se refletido diretamente na conservação das tartarugas marinhas, permitindo que na praia de Comboios 60% dos ninhos permaneçam "*In Situ*" e o índice de desovas predadas por pessoas tenha se reduzido a menos de 1% nos últimos anos. A comunidade está mais consciente do seu espaço ambiental, mais participativa e consciente da necessidade de proteção dos recursos naturais. Concluímos após 16 anos de trabalho que um programa de conservação ambiental e proteção de uma espécie não teria atingido seus objetivos sem o envolvimento da comunidade, onde a mesma seja a principal beneficiada, com melhores condições econômicas, de saúde e habitação. E isso só é possível através do desenvolvimento de uma consciência ambiental e o pleno exercício da cidadania. Ressalta-se que todo o sistema vigente trabalha no sentido contrário ao da conservação, sendo difícil avaliar o futuro, caso haja paralisação destas atividades.

Cx. P. 105, Regência – Linhares – Cep: 29900-970
Telfax. 984 1098 – 222 1417
e-mail – tamares@npd.ufes.br – tamares@escelsa.com.br

PROJETO TAMAR – CONSERVAÇÃO E ENVOLVIMENTO COMUNITÁRIO

Autores: 1 – Baptistotte, Cecília**
2- Thomé, João Carlos A. **
3- Marcovaldi, Maria Angela*
4- Sangália, Carlos*
5-Gallo, Berenice*
6- Lima, Eduardo H.S.M.*
7- Sanches, Taisi M.*
8- Castilhos, Jackeline C.*
9- Vieitas, Claudia*

Instituição: *Fundação Pró-TAMAR
****Centro TAMAR-IBAMA**
Caixa Postal 105
29.900-970-Linhares-ES Fone/fax (027) 264-14-52

Criado em 1979, o Projeto TAMAR-IBAMA iniciou os trabalhos de levantamento de dados e pesquisa das áreas mais importantes para proteção às tartarugas marinhas do Brasil, detectando os últimos sítios de desovas, identificando as espécies ocorrentes, assim como as área de alimentação.

Inicialmente em Comboios-ES, Praia do Forte-BA e Pirambu-SE, os trabalhos começaram pela proteção das desovas e fêmeas nas praias, e um intenso programa de educação, conscientização ambiental e envolvimento comunitário.

Com os objetivos de apoiar e incrementar as ações de conservação das tartarugas marinhas e promover a integração com as comunidades envolvidas, em 1988 foi criada a Fundação Pró-TAMAR, entidade civil, sem fins lucrativos, que conveniada com o IBAMA executa o Programa Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas – Projeto TAMAR-IBAMA.

Desde o início o programa se caracteriza por parcerias entre Governos nas 3 esferas e a sociedade civil, através das ONGS.

Procurando diminuir a predação sobre estes animais, e outros recursos naturais, e o amenizar os problemas sociais decorrentes das restrições e mudanças necessárias, optou-se por envolver os próprios moradores das comunidades atingidas na execução dos trabalhos de conservação.

A Educação Ambiental é trabalhada informalmente, na sua forma mais abrangente, buscando atingir o público em geral, com campanhas na grande mídia, nas pequenas comunidades, e junto ao turista, visitante das bases de campo. Dezenas de vídeos educacionais, foram produzidos, ao longo destes anos, assim como milhares de folders, adesivos, cartilhas e outros materiais informativos. Palestras são realizadas ininterruptamente nas bases de campo, escolas, clubes, simpósios, etc. Exposições e stands são montados em feiras, escolas, encontros e simpósios. Estudantes, moradores e turistas são orientados ä acompanhar diretamente os trabalhos de campo, com o intuito de conhecer

para preservar. Pequenos jornais locais, artesanais, transmitem informações gerais, ambientais e do cotidiano das pequenas comunidades.

Assim como o contexto sócio-cultural das comunidades, as atividades diferem entre as Bases de campo, mas sempre estão orientadas para as necessidades e desenvolvimento das comunidade trabalhadas. Na maioria das bases se montaram centros de Visitantes que servem como centros de referência para as atividades sociais e de integração, tais como: videoclube, grupos de teatro, biblioteca comunitária, viveiros de mudas, gincanas, oficinas de artesanato, cursos e oficinas profissionalizantes, reuniões com pecadores e outros grupos, e ainda programas de coleta de lixo, exposições, e apoio as manifestações culturais das comunidades, atingindo assim, públicos e objetivos distintos.

As excursões escolares e turistas são recebidos nestes centros de Visitantes, com orientação, onde conhecem as atividades do TAMAR, visitam os tanques com tartarugas, assistem exibição de vídeos e recebem informações sobre os ecossistemas costeiros.

As atividades de produção, comercialização e turismo geram vários resultados, como: envolvimento das comunidades, criando alternativas econômicas e de desenvolvimento; arrecadação de recursos financeiros, que financiam parte das atividades; e divulgação das mensagens conservacionistas.

As comunidades que matavam tartarugas marinhas e comiam seus ovos, hoje em dia colaboram com sua proteção e ganham muito mais "explorando" as tartarugas de outra forma. Os moradores destas comunidades tem maior acesso as atividades sociais e educativas, se valorizam, o que reflete nos resultados, permitindo que o grande número de ninhos permaneceram "in situ", e o índice de desovas predadas por pessoas tenha se reduzido a quase zero nos últimos anos.

Hoje com 17 anos de trabalho, o Projeto TAMAR conta com 22 bases ao longo do litoral Brasileiro, envolvendo diretamente 400 pessoas na execução destas atividades, protegendo as cinco espécies de Tartarugas Marinhas que aqui ocorrem, liberando 350.000 filhotes/ano e monitorando ativamente cerca de 1.000 Km de praias.

Para se ter êxito em um programa de conservação é indispensável a participação das comunidades envolvidas. As campanhas de educação ambiental devem ser realizadas de acordo com as características e necessidades das comunidades, trazendo benefícios a estas.

Os resultados positivos obtidos pelo TAMAR, são frutos deste envolvimento e da busca pela melhoria da qualidade de vida destas comunidades.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, Praia do Forte-BA. Relatório de atividades. 1995.

FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, Praia do Forte-BA. Relatório de atividades. 1996.

Thomé, J.C.A.; Baptistotte, C.; Scalfoni, J.T.; Rieth, D.B.; Almeida, A.P.S.L.; Moreira, L.M.P.; Santos,A.S.; Ledermann, M.R.; Antar, P., 1995. Actividades da educacion ambiental y participacion comunitária desarroladas por el Project TAMAR-IBAMA en el

Estado do Espírito Santo, Brasil. Encuentro interuniversitário, 12, Encuentro Internacional para la Conservacion de las Tortugas Marinas, Mazunte, Mexico, junho.

BAPTISTOTTE, C.; THOMÉ, J.C.A.; MARCOVALDI, M.Â.; SANGÁLIA, C.; GALLO, B.; LIMA, E.H.S.M.; SANCHES, T.M.; CASTILHOS, J.C. de; VIEITAS, C. Projeto TAMAR - Conservação e envolvimento comunitário. In: CONFERÊNCIA NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL, 1., 1997. Brasília. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1997, p. 6-10.

167 REGISTROS DE CAPTURA ACIDENTAL DE TARTARUGAS MARINHAS NOS ARREDORES DO ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA, PERNAMBUCO, BR

Cláudio Bellini[1] & Taisi Maria Sanches[2]
1. Projeto TAMAR/IBAMA, CP 50 FN/PE/Brasil 53990-000 tel 081 6191171/ fax 081 6191367.
2. Fundação Pró-TAMAR, CP 50 FN/PE/Brasil 53990-000 tel/fax 081 6191386.

Um dos principais santuários marinhos do Brasil, Fernando de Noronha (3°50`S, 32°24`W, 26 km^2 215 milhas náuticas do Nordeste) é utilizado para reprodução e alimentação de tartarugas. A incidência de tartarugas é ínfima em relação a outras áreas do litoral, sendo que desde 84, apenas 9 registros envolveram tartarugas mortas e/ou capturadas em petrechos de pesca. No entanto, 3 dos registros foram em 95 e 3 em 96. Dentre os registros, 6 eram *Chelonia mydas* e 1 era *Eretmochelys imbricata* sendo considerados normais pois a área é habitat das espécies. Porém, outros 2 registros eram *Dermochelys coriacea* e *Lepidochelys olivacea*, sendo os primeiros (e únicos até o momento) nas proximidades o que reforça ainda mais o valor ecológico da área. Não se identificou a procedência do material em que as tartarugas foram encontradas, mas não corresponde ao utilizado pelos pescadores da região, evidenciando pesca predatória e ilegal no entorno de áreas protegidas (Fernando de Noronha possui um Parque Nacional Marinho e o Atol das Rocas, a 80 milhas náuticas, é uma Reserva Biológica). Segundo pescadores, são muitas as embarcações de Recife e Natal, além de embarcações estrangeiras de grande porte, presentes na região. O Projeto TAMAR tem participado de reuniões, entre elas a importante Convenção para a Proteção e Conservação das Tartarugas Marinhas no Hemisfério Ocidental, na qual o uso obrigatório de dispositivos excluidores de tartarugas marinhas em redes de pesca, os TED´s (Turtle Excluder Devices), foi amplamente discutido.O Projeto TAMAR/IBAMA é patrocinado pela Petrobrás S.A. Em Fernando de Noronha tem o apoio da Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e do WWF- Fundo Mundial para a Natureza.

BELLINI, C.; SANCHES, T.M. Registros de captura acidental de tartarugas marinhas nos arredores do Arquipélago de Fernando de Noronha, Pernambuco, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p. 53-54. ref.167.

TARTARUGAS MARINHAS NO LITORAL DO RIO GRANDE DO NORTE, BRASIL.

Claudio Bellini[1]; Taisi Maria Sanches[2]; Gilberto Sales[3]; Geraldo F. Otoni Neto[2]; José Ribeiro da Silva Neto[2]; Ricardo Sérgio de Carvalho Feitosa[4] e Vladir Quintiliano Carvalho da Silva[2]

[1] Projeto TAMAR/IBAMA - CP 50, Fernando de Noronha, PE, 53990-000 - fax 081.6191367
[2] Fundação Pró-TAMAR - CP 50, Fernando de Noronha, PE, 53990-000 - tel. 081.6191386
[3] Departamento de Unidades de Conservação/ IBAMA, SAIN Av. L4 Norte Bl.A s.58, Brasília, DF 70800-200 - tel. 061.2230901
[4] Fiscalização/ IBAMA, Av. Alexandrino de Alencar 1399, Natal, RN 59015-350 - tel. 084.2214233

O litoral do Rio Grande do Norte é freqüentemente procurado por tartarugas marinhas para reprodução, como também para abrigo e alimentação. Porém, comparativamente a outras áreas do Brasil, esta região apresenta poucas ocorrências - excetuando-se o Atol das Rocas, que abriga a segunda maior colônia reprodutiva de ***Chelonia mydas***, a tartaruga verde, do país e é importante área de alimentação de ***Eretmochelys imbricata***, a tartaruga de pente, a 144 milhas náuticas de Natal (Bellini **et al.**, 1996). Entretanto, o Projeto TAMAR vem coletando dados desde 1991, quando iniciou-se levantamento sobre ocorrência de tartarugas marinhas no estado. O litoral Sul apresenta inúmeras praias, em associação de dunas altas intercaladas por falésias de arenitos e presença de parcéis descontínuos de arrecifes paralelos à costa. No litoral Norte, entre Redinha e Touros, o perfil costeiro apresenta-se mais brando, com dunas altas na região de Genipabu e falésias baixas intercalando algumas praias. Arrecifes acompanham toda a costa sendo que o maior banco de algas do estado ocorre na região de Maracajau, onde provavelmente habitam muitas tartarugas marinhas. Além de ocorrências de tartarugas mortas, identificou-se locais onde possivelmente sejam áreas de alimentação destes animais, bem como definiu-se as espécies presentes. A tabela apresenta, sinteticamente, as ocorrências, totalizando 67 registros.

ESPÉCIE	M	V	D	T
Chelonia mydas	25	6	4	35
Eretmochelys imbricata	3	3	21	27
Lepidochelys olivacea	1	1	--	2
Não identificada	2	--	1	3
TOTAL	31	10	26	67

Tabela. Total de ocorrências de tartarugas marinhas registradas pelo Projeto TAMAR/IBAMA no litoral do Estado do Rio Grande do Norte (M = mortas, V = vivas, D = desovas, T = total).

Quanto a tartarugas mortas, o total de registros é 31. A maioria refere-se à ***Chelonia mydas*** (n = 25, sendo 3 machos, 5 fêmeas e 17 juvenis), seguida de ***Eretmochelys***

imbricata (n = 3, sendo 2 juvenis e 1 fêmea) e ***Lepidochelys olivacea*** (n = 1, fêmea). Devido ao estado de decomposição, a espécie de 2 indivíduos não pôde ser identificada. Muitas apresentavam ferimentos e fibropapilomas cutâneos, geralmente nas nadadeiras e no pescoço. Algumas foram capturadas em redes de pesca, porém a maioria foi encontrada na praia. A maior incidência de tartarugas mortas ocorreu ao sul: na Barra do Cunhau, nas praias de Cacimbinhas, Pipa, Pedra d'Água e Búzios, seguidas de Tibau do Sul, Baía Formosa, Sagi, Cotovelo e Barra da Tabatinga. Ao norte, nas praias de Caraúbas, Rio do Fogo, Tibau do Norte, Santa Rita, Pititinga, Caiçara do Norte e Maracajau. No centro, nas praias do Meio, Areia Preta, Ponta Negra e Via Costeira. Quanto a registros de tartarugas marinhas vivas, as pontas do Madeiro e do Moleque, na Praia da Pipa, foram escolhidas como os melhores pontos para avistagem onde, durante o levantamento, foram identificados juvenis de ***Chelonia mydas*** e ***Eretmochelys imbricata***. Foram capturadas, catalogadas e liberadas, 6 ***Chelonia mydas*** (4 fêmeas e 2 juvenis), 3 ***Eretmochelys imbricata*** (2 fêmeas e 1 macho) e 1 ***Lepidochelys olivacea*** (juvenil). A maior incidência de tartarugas vivas foi na Praia de Maracajau, seguida de Genipabu, Caiçara do Norte, dos Marcos, Búzios e Via Costeira. Quanto a desovas, foram realizados 26 registros, sendo 21 de ***Eretmochelys imbricata,*** 4 de ***Chelonia mydas*** e 1 cuja espécie não foi identificada. A maioria dos ninhos foi monitorada entre 1994 e 1995, sendo 12 transferidos para o cercado de incubação construído na Praia da Pipa, 12 ninhos ***in situ*** - local original da postura dos ovos - e 2 transferidos para locais mais adequados na própria praia da desova. De 3816 ovos totais protegidos, eclodiram 2713 filhotes, tendo 55 dias como período médio de incubação e 71,1 % o percentual médio de eclosão. As praias onde foram verificadas desovas foram Pipa, Cacimbinhas, Minas, Pedra d'Água, Madeiro, Barra de Cunhau, Sagi, Búzios, Barreta e Enseada dos Golfinhos. Além de se caraterizar como importante área de alimentação de tartarugas marinhas, acredita-se que o número de ocorrências no estado, tanto de desovas como de mortalidade, seja muito maior. Em algumas comunidades realizaram-se palestras e exposições para apresentar o Projeto TAMAR e orientar, principalmente os pescadores, em como proceder para salvar uma tartaruga marinha capturada em rede. Outras áreas precisam ser visitadas pois são inúmeras as denúncias sobre captura acidental, tais como o município de São Bento do Norte, na Ponta das Caiçaras, o qual constitui-se o maior porto pesqueiro da região. No entanto, além do Rio Grande do Norte, o Projeto TAMAR tem dedicado atenção e recursos também a outras regiões onde os problemas de mortalidade de tartarugas marinhas são de maior grandeza e, portanto, têm maior prioridade de trabalho.

Referência citada:

Bellini, C.; Marcovaldi, M.A.; Sanches, T.M.; Grossman, A. & Sales, G., 1996. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest ***Chelonia*** rookery in Brazil. Marine Turtle Newsletter, (72):1-2.

O Projeto TAMAR/IBAMA é patrocinado pela PETROBRAS S.A.

BELLINI, C.; SANCHES, T.M.; SALES, G.; OTONI NETO, G.F.; SILVA NETO, J.R. da; FEITOSA, R.S. de C.;SILVA, V.Q.C. da. Tartarugas marinhas no litoral do Rio Grande do Norte, Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA MATA ATLÂNTICA, 7., 1997. Ilhéus. **Anais...**, Ilhéus: EDITUS, 1997, p.245-246

TEMPORADA REPRODUTIVA 1996 DA TARTARUGA VERDE, *Chelonia mydas*, EM FERNANDO DE NORONHA, ESTADO DE PERNANBUCO, BRASIL

Claudio Bellini[1], Taisi Maria Sanches[2], Dênis Alexio Sana[2] & Valeria Maria Gomes Barros [2]

1.Projeto TAMAR/IBAMA, CP 50 FN/PE/Brasil 53990-000 tel 081. 619117/fax 081 6191367. 2. Fundação Pró-TAMAR, CP 50 FN/PE/Brasil 53990-000 tel/fax 081. 6191386.

Desde de 1984 o Projeto Tartaruga Marinha/IBAMA monitora as temporadas reprodutivas da tartaruga ***Chelonia mydas***, conhecida populamente como verde ou aruanã, ilha de Fernando de Noronha como parte do programa nacional para proteção e pesquisa destes répteis no Brasil. São realizadas rondas noturnas nas principais praias de desova, com objetivo de marcar e coletar dados biométricos das fêmeas. A temporada 1996 se iniciou em 22/01,sendo o pico reprodutivo entre março e abril. O último ninho eclodiu em 21/06. Foram observadas 8 fêmeas, perfazendo um total de 65 registradas desde 1984, sendo que em 1996 não foram observadas retornos de fêmeas marcadas em outras temporadas. Foram registradas 97 ocorrências, das quais 48.0% foram flagradas. Nas praias do Leão e do Sancho (Parque Nacional Marinho) foram monitorados 33 e 3 ninhos, respectivamente: 6 na praia do Americano, 4 na Praia do Bode 2 na Praia Cacimba do Padre. O número médio de ninhos por fêmea foi de 6. Os intervalos intermidais variam de 9 a 20 dias. Dos 58 ninhos, 2 foram perdidos por inundação da maré. De 5488 ovos nasceram 4283 filhotes. A taxa de eclosão foi 78.0% (min.=29.3% e max.=98.8%). O tempo de incubação médio foi de 54 dias (min.=48 e max.=60 dias). O número médio de ovos por ninho foi 114. O comprimento curvilíneo médio da carapaça foi 117,6cm (min.=107,0 e max.= 123,0cm) e largura curvilínea média de 107,2cm (min.=101,0 e max.= 111,0cm). Os resultados obtidos são considerados normais para a espécie ***Chelonia mydas*** e representam o quarto melhor ano reprodutivo se comparado a temporadas anteriores. O Projeto TAMAR/IBAMA é patrocinado pela Petrobrás S.A.. Em Fernando de Noronha temo apoio da Fundação O Boticário de Proteção á Natureza e do WWF – Fundo Mundial para a Natureza.

BELLINI, C.; SANCHES, T.M.; SANA, D.A.; BARROS, V.M.G. Temporada reprodutiva 1996 da tartaruga verde, ***Chelonia mydas***, em Fernando de Noronha, Estado de Pernambuco, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p. 54. ref.168

170 ASPECTOS DA BIOLOGIA DE TARTARUGAS MARINHAS (TESTUDINES: CHELONIDAE) NA REGIÃO DE PRAIA FORTE BAHIA

Adriana Feres D'Amato & Maria ângela Marcovladi
Projeto TAMAR-IBAMA, Cx. Postal 2219, CEP 40210-970, Salvador-Ba, Fone (071) 876-1045, Fax (071) 876-1067.

O litoral norte da Bahia caracteriza-se por ser uma das principais áreas remanescentes de desova de *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* no Brasil. No presente trabalho são apresentados dados referentes à reprodução destas espécies durante um período reprodutivo (1995-96) na região de Prais Forte. Esta Base do Projeto TAMAR monitora 50 Km de litoral, sendo alguns trechos denominados "áreas de Estudo Integral" (AEI) e outros "Áreas de Proteção" (AP). As AEI concentram um número significativo de desovas, que permanescem *in situ* (desovas "I"). Nas AP é feita a tranferência de ninhos para um trecho de praia previamente determinado (desovas "P"); ou para cercados de incubação situados no supra-litoral e expostos a sol e chuva plenos (desovas "T1 e T2"). No período compreendido entre 15 de setembro de 1995 e 15 de março de 1996, foram registradas 584 desovas de C. *caretta* e 126 de *E. imbricata*. O período de maior atividade de postura para *C. caretta* foi o trimestre de out.-dez. (77,25%) e para E. *imbricata,* dez.-fev. (88,09%). O tempo médio de incubação de *C. caretta* foi de 52 dias para desovas I (n=210); desova T1 (n=197) apresentaram 50 dias: T2 (n=93), 54 dias; e 50 dias foi a média referente às desova P (n=86). *E. imbricata* apresentou tempo de incubação igual a 54 dias (n=55); 52 dias (n=40); 51 (n=02); e 53 (n=29) para desova I, T1, T2 e P respectivamente. As taxas de eclosão foram 75,3% (I); 66,4%(T1); 79,3%(T2); e 65,5%(P) para C. *caretta;* e 54,6%(I); 44,6%(T1); 83,8%(T2); e 46,7%(P) foram as médias encontradas para *E. imbricata*. Serão discutidos alguns aspectos sobre o manejo com base nos resultados apresentados.

7° Congresso Nordestino de Ecologia,
Ilhéus - BA, 27 agosto a 02 setembro, 1997

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE TELAS DE PROTEÇÃO EM NINHOS DE TARTARUGAS MARINHAS PARA EVITAR PREDAÇÃO POR *Cerdocyon thous* (CARNÍVORA: CANIDAE)[1]

D'AMATO, Adriana; VIEITAS, Cláudia & MARCOVALDI, Maria-Ângela

Registros de predação de ovos e recém-natos de tartarugas marinhas são bastante comuns. Mamíferos e aves são os vertebrados terrestres que exercem maior pressão sobre desovas de tartarugas marinhas e as espécies predadoras variam de acordo com a fauna local. Entre as medidas para evitar a predação de ninhos e filhotes estão a transferência de desovas para cercados de incubação de ovos, a transferência para outros locais da praia, a eliminação de dicas visuais como rastros, a colocação de telas e cercas de proteção em cima e em torno dos ninhos, a captura intensiva de predadores principalmente no início do período de desova e a utilização de produtos químicos aversivos aos predadores (e.g. Mrosovsky, 1983; Stancyk, 1995; Dodd, 1988).

No litoral norte do Estado da Bahia, principal sítio de desova de *Caretta caretta* e *Eretmochelys imbricata* (Testudines: Cheloniidae) do Brasil, está ocorrendo o ataque a ovos e filhotes por *Cerdocyon thous* (Carnivora: Canidae). Para minimizar esta predação, todos os ninhos *in sim* recebem uma proteção que consiste de uma tela plástica de um metro quadrado com aberturas hexagonais de diâmetro igual a 50 milímetros, que permitem a passagem dos filhotes ao emergir do ninho porém impede que o canídeo cave a areia para alcançar os ovos. A tela é enterrada a dez centímetros abaixo da superfície da areia e presa com auxílio de forquilhas de madeira. Permanece protegendo a desova do dia subsequente à postura até a data de eclosão. Esta metodologia não impede em nada a predação de filhotes no seu trajeto praia-mar, somente evita a predação de ovos e filhotes enquanto estão sob a areia. Tal técnica tem-se mostrado extremamente útil e eficiente. Durante um período reprodutivo (setembro 1996-março 1997), na Base de Praia do Forte-BA, foram monitorados 719 ninhos, dos quais 42 foram predados por *Cerdocyon thous* (5,84% do total). Dos ninhos predados, 41 (97,62%) foram atacados na noite da postura, antes da colocação das telas de proteção. A utilização de telas plásticas para proteção de ninhos pode ser considerada uma excelente ferramenta para impedir a produção sem a necessidade de manejar ninhos, conservando-os em seus locais originais; além de apresentar um baixo custo e ser viável do ponto de vista operacional, facilmente aplicável durante o trabalho de campo diário.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

Dodd Jr., C.K. 1988. Synopsis of the biological data on loggerhead sea turtle *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758). USFWS Biological Report 88 (14), 119 pp.

Mrosovsky, N. 1983. Conserving sea turtles. Londres: The British Herpetological Society, 176 pp.

Stancyk, S.E. 1995. Non-human predators of sea turtles and their control. In: Bjorndal, K. (edit), Biology and conservation of sea turtles (rev. edit.). Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 139-52.

1- Projeto TAMAR-IBAMA. Caixa Postal 2219, cep 40210-970, Salvador, Bahia fone: (071)876-1045, fax (071):876-1067, e-mail: protamar@e-net.com br

1997

Gonchorosky, J.C.

X semana de oceanografia, 1997

"RELAÇÕES ENTRE A DINÂMICA PRAIAL E A CONCENTRAÇÃO DE DESOVAS DE TARTARUGAS MARINHAS NA PRAIA DO FORTE - BAHIA - BRASIL-"

O estudo aqui descrito identificar e descrever as relações existentes entre as características morfológicas e a dinâmica das praias utilizadas pelas Tartarugas Marinhas para nidificação, em especial as diferentes concentrações de ninhos ao longo dos 14 quilômetros da Praia do Forte - Bahia, onde desde o início dos trabalhos do Projeto TAMAR - IBAMA na Bahia, observou-se que em certos trechos de praia, concentram-se um número de desovas muito superior ao das áreas próximas, tais locais foram denominados de "Bolsões de Desova", sendo que nos quilômetros 1, 2, 7 e 8, da Praia do Forte- BA ocorrem, em média, 60 % das desovas de tartaruga *Carreta caretta* (Marcovaldi & Laurent, 1996). Desde agosto de 1995 os 14 qulilometros do Praia do Forte vem sendo monitorados através de 7 perfis distribuídos de acordo com as diferentes taxas de concentração de desovas, nos km's 1, 2, 5, 7, 8, 11 e 13. Neste primeiro ano de acompanhamento obeservou-se uma concordância com os cinco modelos de perfis descritos por LeBuff (1990), relacionados com a dinâmica erosiva do local. Segundo este modelo as praias do Tipo A são mais curta, isto é, é a que possui a menor distância transversal atingida pelas águas das marés, com isto possuindo um berma praial mais desenvolvido e estável, com um perfil menos irregular, proporcionando um acesso mais fácil para as tartarugas e, sendo, portanto, o tipo de praia mais adequado para nidificação (km 7). O perfil do Tipo B possui um berma mais irregular, com algumas depressões, indicando uma praia menos estável e segura para desovas, porém aceitável (km´s 1,2,8,e 11). Os perfis C, D e E são de locais, em escala crescente, sujeitos a erosão, onde a vegetação da praia está exposta à ação das águas no Tipo C (km 5), ou com a vegetação do pós-praia já erodida em D e E (km 13). Outra observação importante é que a praia estudada pode ser dividida em três zonas: a primeira compreende os km's 1 e 2 onde no verão ha'um crescimento da porção central da praia e erosão nas laterais, e o processo inverso no inverno; a segunda zona entre os km's 3 e 6, onde predominam os recifes de coral na parte frontal da praia, caracteriza-se por zonas estáveis e outras com alto processo erosivo;e entre os km's 7 à 14 identifica-se um transporte de sedimentos no sentido sul - norte durante o inverno e norte - sul no verão. O entendimento da relação entre a dinâmica praial e os sítios de desovas de tartarugas marinhas é um instrumento fundamental para a proteção e conservação das tartarugas, fornecendo subsídios importantes para o manejo e monitoramento das praias onde ocorrem desovas de tartarugas marinhas.

DADOS DE OCORRÊNCIAS DE TARTARUGAS MARINHAS EM ALMOFALA, CEARÁ/BRASIL.[1]

Eduardo Henrique Moreira Lima [2] - C .P. 191, Centro - 60.001-970, Fort – CE.
Natasha Chaves Cavalcante [3] - Cel. Leocardio, 40/301, Aldeota
Luis Eduardo Valle Evangelista [4] – Lino Encarnação, 178, Parquelândia

As tartarugas marinhas (**Chelonidae** e **Dermochelidae**) são quelônios migradores por excelência , que buscam áreas propícias para reprodução e alimentação. A praia de Almofala, localizada a 242 km de Fortaleza-Ceará/Brasil, é uma importante área de alimentação da espécie ***Chelonia myda***s. Os métodos de pesca empregados na região, são grandes capturadores de peixe e tartarugas. Apresentamos alguns dados da captura acidental de tartarugas marinhas em currais de pesca, coletados pelo Projeto TAMAR-IBAMA, Base de Almofala, durante os meses de Janeiro a Julho de 1996. Currais de pesca são armadilhas dispostas em fila indiana, confeccionadas em madeira e arame fixadas a aproximadamente 01 milha da costa. A metodologia consistiu em visitas diárias aos currais de pesca na tentativa de se flagrar tartarugas aprisionadas acidentalmente para a realização do trabalho de marcação, biometria, identificação de sexo e espécie. No período de Janeiro a Julho de 1996 foram marcadas 66 tartarugas marinhas sendo 02 ***Caretta caretta***, 01 ***Eretmochellys imbricata***, 60 ***Chelonia mydas*** e 03 não identificadas. Houve predominância de animais jovens ou sub-adultos, seguidos de fêmeas e machos com 58,06,02 indivíduos respectivamente. Os currais de pesca apresentaram grande eficiência na captura de tartarugas na área estudada. A ***Chelonia mydas*** em ambas as fases de crescimento freqüentam o litoral do Ceará, caracterizando-o como uma área de alimentação, crescimento e descanso destes répteis.

Palavras chaves: tartarugas marinhas, currais de pesca, alimentação.

1- Convênio firmado Fundação Pró-TAMAR e Frankfurt Zoological Society
2- Pesquisador Fundação Pró-TAMAR
3- Estagiário Projeto TAMAR-IBAMA/1996
4- Estagiário Projeto TAMAR-IBAMA/1996

LIMA, E.H.S.M.; CAVALCANTE, N.C.; EVANGELISTA, L.E.V. Alguns dados de ocorrência de tartarugas marinhas em Almofala, Ceará. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p.55. ref.172.

ALGUNS DADOS SOBRE RECAPTURAS DE TARTARUGAS MARINHAS EM ALMOFALA,CEARÁ/BRASIL.[1]

Eduardo Henrique Moreira Lima [2] - C .P. 191, Centro - 60.001-970, Fort – CE.
Natasha Chaves Cavalcante [3] - Cel. Leocardio, 40/301, Aldeota
Luis Eduardo Valle Evangelista [4] – Lino Encarnação, 178, Parquelândia

O litoral de Almofala/Ceará/Brasil (02° 50'S e 40° 09'W) é uma importante área para alimentação das tartarugas marinhas principalmente da espécie ***Chelonia myda***s, popularmente conhecida como aruanã. Desde 1991, o Projeto Tartaruga Marinha – TAMAR/IBAMA desenvolve um programa de marcação das tartarugas marinhas na região. A metodologia consistiu em marcação dos indivíduos capturados acidentalmente em currais-de-pesca e redes de espera, como também realização da biometria, identificação de sexo e espécie. No período compreendido de janeiro a julho de 1996 ocorreram 06 recapturas de indivíduos da espécie ***Chelonia myda***s, todos sub-adultos de um total de 150 animais marcados inicialmente na região em estudo. Os intervalos entre marcação e recaptura apresentaram mínimo e máximo de 11 e 333 dias respectivamente. Todos os quelônios encontrados foram capturados em currais de pesca através da utilização de redes apropriadas para a despesca dessas armadilhas. A presença de um grande banco de algas bentônicas, atrai anualmente para Almofala dezenas de tartarugas marinhas tornando a área propícia, para o descanso, crescimento e alimentação destes répteis.

Palavras chaves: tartarugas marinhas, recaptura, alimentação

1- Convênio firmado Fundação Pró-TAMAR e Frankfurt Zoological Society
2- Pesquisador Fundação Pró-TAMAR
3- Estagiário Projeto TAMAR-IBAMA/1996
4- Estagiário Projeto TAMAR-IBAMA/1996

LIMA,E.H.S.M.; CAVALCANTE, N.C.; EVANGELISTA, L.E.V.. Alguns dados sobre recapturas de tartarugas marinha em Almofala, Ceará.. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. João Pessoa. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p.55. ref. 172.

ATIVIDADES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL DESENVOLVIDAS PELO PROJETO TAMAR -IBAMA, NO LITORAL NORTE DA BAHIA

ROSTÁN, Gonzalo; ANDRADE, Ieda Maria F. & D'AMATO, Adriana F. [1]

As maiores ameaças à sobrevivência das tartarugas marinhas, atualmente, vem da pressão antrópica, seja na forma da pesca predatória, do roubo de ovos, da caça ou através da degradação ambiental. A ação repressora iria apenas mascarar uma realidade, que graças ao TAMAR, aos poucos, vem se transformando sem o uso de coação ou discursos teóricos.

Ações que resultem na melhoria da qualidade de vida através do desenvolvimento sustentável capazes de garantir a preservação do ambiente passam, obrigatoriamente, pela Educação. Desde 1981 o Projeto TAMAR procura sensibilizar os moradores das comunidades litorâneas próximas às áreas de desova de tartarugas marinhas sobre a importância que estas exercem no ambiente.

O presente trabalho tem como objetivo caracterizar as atividades de educação ambiental que vêm sendo desenvolvidas pelos técnicos do TAMAR durante os anos de 1996 e 1997 no litoral norte da Bahia, nas áreas de abrangência das Bases de Itapoã, Arembepe, Praia do Forte, Subauma, Sitio do Conde e Mangue Seco.

Os Centros de Visitantes localizados nas Bases de Itapoã, Arembepe e Praia do Forte estão estruturados para receber turistas, grupos de escolas e membros da comunidade em geral.

As atividades concentram-se em duas frentes, nas escolas e nas comunidades. Devido às diferenças do público alvo, utilizam-se metodologias distintas, adaptadas à realidade de cada grupo e região.

Com as escolas, implantou-se nas Bases um programa de visitas monitoradas por biólogos, nas quais apresenta-se o vídeo "TAMAR 15 Anos" (aborda o Projeto TAMAR a nível nacional, principais áreas de desova e de alimentação, biologia das tartarugas marinhas e trabalhos de educação ambiental), palestras e o museu. Nas visitas realizadas nas escolas, além do vídeo "TAMAR 15 Anos", são levados "posters", painéis fotográficos, exemplares de ovos e filhotes de tartarugas fixados, carapaças, crânios, além da distribuição de "folders" educativos.

Os trabalhos com as comunidades litorâneas são normalmente mais amplos, pois estas não estão sempre organizadas em associações. Desta forma as atividades normalmente se concentram em setores de mais fácil acesso ou grupos prioritários. Os instrumentos para realização dos trabalhos na comunidade envolvem desde a conversa informal, auxílio no dia-a-dia, como caronas para médicos e assistência social, visitas às associações e portos de pesca com a fixação de cartazes e placas educativas, distribuição de panfletos e "folders", palestras, sessões de filmes ("TAMAR 15 Anos" e "Nem tudo que cai na rede é peixe"), apresentações de teatro, até cursos específicos de treinamento profissionalizante. Os mesmos recursos são utilizados no contato com a comunidade dentro dos centros de visitantes.

Entre janeiro de 96 e abril de 97, trabalhos de educação ambiental foram desenvolvidos em 29 comunidades do litoral norte da Bahia, envolvendo crianças em idade escolar, adolescentes e adultos, incluindo turistas e moradores locais. Cerca de 50 escolas vieram às Bases, 6 escolas foram visitadas pelos técnicos do TAMAR e cerca de 240.000 pessoas visitaram as instalações dos três centros de visitantes da Bahia.

A educação ambiental no cotidiano dos trabalhos do Projeto TAMAR não é considerada apenas um complemento para as atividades de campo, mas sim um alicerce imprescindível para o objetivo maior de proteger e preservar as tartarugas marinhas no Brasil.

7º Congresso Nordestino de Ecologia, Ilhéus - BA, 27 agosto a 02 setembro, 1997

1- Fundação Pró-TAMAR: Caixa Postal 2219. Salvador - BA. 40210-970. E-mail: protamar@e-net.com.br

ATIVIDADES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL DESENVOLVIDAS PELO PROJETO TAMAR/IBAMA EM FERNANDO DE NORONHA, ESTADO DE PERNAMBUCO, BRASIL.

Tais Maria Sanches [1], Catarina Sarinho Galvão[1] & Claudio Bellini[2]
1. Fundação Pró-TAMAR CP50 FN/PE/Brasil 53990-000 Tel/fax 081.6191386. 2. Projeto TAMAR/IBAMA CP 50 FN/PE/Brasil 53990-000 Tel 081. 6191367.

O Projeto TAMAR realiza há 16 anos atividades educativas junto as comunidades das principais áreas de ocorrência de tartarugas marinhas no país. Os resultados deste trabalho são notáveis quanto à proteção das tartarugas marinhas e outros animais que com a flora, compõem os ecossistemas do litoral e áreas oceânicas brasileiras. Tais resultados são também positivos para a comunidade pois a tartaruga marinha significa emprego, valorização e resgate de culturas regionais e alternativas econômicas em várias regiões onde o Projeto TAMAR atua. Em Fernando de Noronha, o Projeto TAMAR iniciou as atividades em 1984, após um levantamento preliminar sobre a reprodução das tartarugas marinhas. Tal levantamento demonstrou um número muito reduzido de fêmeas em comparação a outras áreas oceânicas do Brasil. Como prioridade, realizou uma campanha de alerta à população para a extinção das tartarugas marinhas. Desde então, não houveram mais registros de tartarugas abatidas nem roubo de desovas, sendo o Projeto TAMAR pioneiro na preservação do Arquipélago de Fernando de Noronha é conhecido nacional e internacionalmente como um santuário ecológico marinho e recebe cerca de 20000 visitantes por ano. As autoridades governamentais e não governamentais têm mostrado interesse em promover maior orientação aos visitantes no sentido de minimizar os impactos ambientais que possam ocorrer nas áreas de maior visitação. Além das atividades de campo (desova, nascimento de filhotes, abertura de ninhos e mergulhos para observação das tartarugas) que podem ser acompanhadas pelos turistas e pela comunidade, O Projeto TAMAR possui um centro de Visitantes que tem como principal objetivo reunir os turistas e divulgar as normas, fauna e flora do Parque Nacional Marinho através de palestras diárias, exposições de fotos, vídeos e material biológico. A partir de 1992, O Projeto TAMAR tem aumentado esforços em criar e desenvolver atividades especialmente para a comunidade local (2000 habitantes) participando mais efetivamente de manifestações culturais. São freqüentemente realizadas atividades educativas que visam a sensibilização da comunidade, principalmente dos alunos da Escola, quanto a relação com o meio, além de capacitar e valorizar a produção do público envolvido. Neste sentido, além das “férias ecológicas” que o Projeto TAMAR participa de todos anos, são realizadas gincanas, oficinas artísticas e literárias e reciclagem de papel. É intenção do Projeto TAMAR ser sujeito da comunidade de Fernando de Noronha assegurando portanto um compromisso com o meio.

O Projeto TAMAR/IBAMA é patrocinado pela Petrobrás S.A. e em Fernando de Noronha tem o apoio do WWF – Fundo Mundial para a Natureza e da Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.

SANCHES, T.M.; GALVÃO, C.S.; BELLINI, C. Atividades de educação ambiental desenvolvidas pelo Projeto TAMAR/IBAMA em Fernando de Noronha, Estado de Pernambuco, Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 11., 1997. Fortaleza. **Resumos...**, Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, 1997, p.90-91. ref. 282.

169 SOBRE A BIOLOGIA DE *Caretta caretta* (TARTARUGA CABEÇUDA) E *Eretmochelys imbricata* (TARTARUGA DE PENTE) NO LITORAL DO MUNICÍPIO DE CAMAÇARI, BAHIA

Alexandre M. R. Silveira & Víctor J. A. Patiri

Projeto TAMAR-IBAMA, Caixa Postal 2219, Salvador, BA, cep 40210-970.

O litoral do município de Camaçari, Bahia, caracteriza-se por apresentar um número significativo de desovas de tartarugas marinhas. Suas praias apresentam condições favoráveis, possuindo um perfil suave, e granulometria de médio a grosseiro, com vegetação no supralitoral em alguns pontos e sazonalmente sofrendo processos de erosão e deposição severos, sem que no entanto prejudiquem a desova. O Projeto TAMAR/IBAMA desenvolve atividades de conservação e manejo nesta região desde 1984, e desde 1992 conta com uma base de trabalho permanente, localizada próxima à vila de Arembepe. Pretendemos caracterizar o ciclo reprodutivo das tartarugas marinhas nesta área quanto ao período de reprodução, picos de ocorrência, espécies mais abundantes e definição de bolsões de desova (áreas com grande concentração de desova). Para este fim, analisamos os dados acumulados nas quatro últimas campanhas de proteção às tartarugas marinhas, de 1992 a 1996. Entre os meses de setembro e março, período de ocorrência de desovas destes animais, constatou-se que as espécies mais abundantes são *Caretta caretta,* tartaruga cabeçuda, (n= 2468, 82,9%), seguida de *Eretmochelys imbricata,* tartaruga de pente (n= 378, 12,7%). As demais espécies presentes na costa do estado da Bahia, *Lepidochelys olivacea* e *Chelonia mydas,* não ocorrem em número significativo, representando menos de 5% do total de desovas ocorridas nesta área. Para C. *caretta,* tem-se como época de maior ocorrência os meses de outubro a dezembro, enquanto que *E. imbricata* tem seu pico de ocorrência nos meses de dezembro a fevereiro. Dentre as áreas de atuação, alguns trechos de praia destacam-se pela grande incidência de desovas de tartarugas marinhas. São considerados bolsões de desova as praias de Busca Vida (n= 812, 27,3%) e Santa Maria (n=579, 19,45%). Tais áreas representam importantes referenciais no que diz respeito ao manejo, já que aí os ninhos são monitorados in situ, servindo de comparação para os ninhos que precisam ser relocados para áreas protegidas (cercado de incubação).

XIX CONGRESSO BRASILEIRO DE MICROBIOLOGIA



MV-062

OCORRÊNCIA DE *Salmonella* EM TARTARUGAS MARINHAS BRASILEIRAS

C. A. Solari[1*]; I. V. Abalem de Sá[1]; J. A. Mattos[2] & A. D'Amato[3]
IOC / FIOCRUZ, Rio de Janeiro, RJ[1], Fundação RIO - ZOO, Rio de Janeiro. RJ[2] e Fundação Pró- TAMAR / IBAMA, Salvador. BA[3].

Na nomenclatura atual, o gênero *Salmonella* compreende duas espécies: 1) *S. enterica*, que é dividida em seis subespécies: *enterica* (I), *salamae* (II), *arizonae* (IIIa), *diarizonae* (IIIb), *houtenae* (IV) e *indica* (V); 2) S. *bongori*. Estas espécies e subespécies podem ser caracterizadas em função de determinadas provas bioquímicas e da sensibilidade ou resistência a ação lítica do fago O1. Por sua vez, estas espécies e subespécies, podem ser classificadas, de acordo com a identificação de fatores antigênicos (O-somático, Vi-capsular e H-flagelar), em cerca de 240X3 sorovares. São capazes de infectar, além do homem, uma vasta gama de animais de sangue quente e frio (inclusive tartarugas), identificando-se na cadeia epidemiológica como doente, portador e reservatório. Visando conhecer a dinâmica de sua circulação nesses répteis estudamos 46 tartarugas (16 *Caretta caretta*, 13 *Eretmochelys imbricata*, 10 *Chelonia mydas* e 8 não classificadas), mantidas em tanques na Base do Projeto TAMAR, localizado na Praia do Forte, BA. *Swabs* cloacais foram pré-enriquecidos em Água Peptonada Tamponada a 1% e enriquecidos em Caldos RV e TK. Após repique para Agar Hekloen, as colônias foram identificadas bioquímica e antigenicamente (aglutinação rápida em lâmina). Numa análise global, 43,5% (20/46) das tartarugas apresentaram salmonelas, sendo 43,8% (7/16) em *C. caretta*, 38.5% (5/13) em E *imbricata*. 40% (4/10) em *C. mydas* e 57% (4/7) nas não classificadas. Destaca-se a caracterização de 15 sorovares pertencentes à subespécie I (10 Manhattan, 2 Agona, 3 não tipáveis), 5 à subespécie IV (43 : Z_4, Z_{24} : - e 4 não tipáveis), 2 às subespécies IIIa ou IIIb (2 não tipáveis). Observa-se que 2 animais albergavam concomitantemente 2 sorovares. As tartarugas marinhas se constituem num importante e variado reservatório de salmonelas.

NOVEMBRO dE 1997

. PROJETO TAMAR - PROGRAMA NACIONAL DE CONSERVAÇÃO E PESQUISA DAS TARTARUGAS MARINHAS

Ocean. João Carlos A. Thomé, PROJETO TAMAR

1. Objetivos

* Conservação e Pesquisa das Tartarugas Marinhas
* Conservação dos habitats costeiros e oceânicos
* Melhoria da qualidade de vida das comunidades litorâneas através da Educação, Treinamento e da Geração de Alternativas Econômicas

2. Modelo Institucional

Programa governamental co-administrado por entidade civil, sem fins lucrativos.

Histórico

1980 - IBDF cria o Projeto TAMAR, iniciando os levantamentos em toda costa do Brasil.

1982 - Inicio trabalho de proteção de desovas nos principais sítios detectados.

1988 - Criada a Fundação pró-TAMAR, entidade civil, sem fins lucrativos com o objetivo de proteger e pesquisar as tartarugas marinhas e apoiar as comunidades litorâneas envolvidas com estas espécies

1990 - Criado o Centro Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas, Centro TAMAR - IBAMA.

Fundação pró-TAMAR

- 90% da mão de obra, técnicos e pessoal (principalmente moradores das comunidades)
- recursos financeiros - convênios com empresas e instituições, programa de adoção, centro de visitantes, e arrecadação própria com vendas
- estruturas- imóveis, veículos, telefones, etc..
- 80% dos recursos financeiros são investidos em recursos humanos

Centro TAMAR -IBAMA

- Técnicos
- Recursos financeiros, para manutenção e equipamentos
- Estruturas- imóveis, veículos, telefone, etc.
- Legislação/normatização

Situação-1997

- 400 pessoas diretamente envolvidas- 22 técnicos (biólogos, oceanógrafos, veterinários, engenheiros de pesca, educadores, etc.) e os demais pescadores e familiares (antigos predadores).
- Sede Nacional - Praia do Forte - BA
- Sedes Regionais - ES, SE, FN, SP
- 22 bases de campo

Parcerias

Convênios e Contratos com mais de 30 Instituições

- IBAMA, MMA, FNMA, BID, WWF, CI, CEE, Zoo Frankfurt.
- Petrobrás, Aracruz Celulose, Safra, Bahia Sul, Deten, Aqualung, LANVIX, TIBRÁS.
- 08 Estados e Municípios
- Universidades - UFPE, UFBA, UFES, USP, UFCE, UNITAU, FURG, University of Flórida- Gainesville, University of Toronto.

Resultados

17 anos de trabalhos ininterruptos
mais de 2.500.000 de filhotes protegidos
1982 - 2.000 filhotes protegidos
1996 - 350.000
mais de 1.000 KM de praias e 3 ilhas oceânicas monitoradas

Assinada uma Convenção Interamericana para Conservação Tartarugas Marinhas, da qual o Brasil é signatário.

Proposição e apoio à Unidades de Conservação.

Exemplos: Parque Nacional de Fernando de Noronha-PE e Abrolhos-BA, Reserva Biológica do Atol das Rocas-RN, Comboios-ES, Pirambu-SE; Parque Estadual de Itaúnas-ES e Mangue Seco-BA; Parque Municipal de Arembepe-BA , Reserva da Sapiranga-BA

Reconhecimento nacional e internacional
Desenvolvimento de técnicas de Conservação e Manejo, repassadas por intercâmbio com vários países e programas de conservação.
Pró-TAMAR é reconhecida de utilidade pública federal.
Pró-TAMAR recebe o Prêmio Paul Gett, do WWF.

Linhas de pesquisas prioritárias
Técnicas de manejo
Comportamento reprodutivo
Rotas migratórias
Temperatura de incubação
Sex-ratio
Tempo de incubação
DNA mitocondrial para identificação populacional
Busca de novas técnicas e recursos pesqueiros alternativos
Análise dos impactos ambientais nas áreas de ocorrências de Tartarugas Marinhas.
Trabalhos científicos publicados.

Treinamento e formação de pessoal
Recebimento de cerca de 60 estudantes e recém-formados de várias universidades brasileiras e de outros países.
Intercâmbio técnico com programas de conservação de tartarugas marinhas em outros países.
Capacitação de moradores locais para execução das atividades de conservação.
Treinamento de pescadores
Capacitação de moradores das comunidades litorâneas para atividades menos predatórias.

Campanhas de marketing
Mensagens para conservação de praias, oceanos, e espécies, com milhões de pessoas atingidas pela mídia, exposições, e palestras realizadas em 17 anos.
Incentivo ao debate sobre a questão ambiental à nível de comunidades, municípios e nacional.

Filmes e vídeos
Dezenas de vídeos, nacionais e regionais, com ênfase nas Tartarugas Marinhas, porém discutindo a conservação dos recursos naturais costeiros e oceânicos.
Vídeos valorizando as questões locais, colocando os moradores como atores.

Atividades comunitárias
Mudança de hábitos de várias comunidades
Formação de consciência ambiental
Capacitação das comunidades, e geração de alternativas econômicas.
Busca de financiamentos para atividades econômicas

Oficinas profissionalizantes e artísticas

Apoio à manifestações culturais tradicionais
Incentivo aos resgates culturais, de congadas, reisados, músicas e outras manifestações.
Integração regional entre comunidades costeiras
Incentivo a grupos de teatros das comunidades costeiras como forma de transmissão de mensagens conservacionistas e culturais.

Campanhas para arrecadação de recursos financeiros
Campanhas constantes solicitando à sociedade que participe, financiando o programa, seja doando, seja comprando ou participando de promoções.
Campanhas convidando a visitar os Centros de Informação e retransmitindo informações recebidas.
Elaboração de projetos para instituições e empresas solicitando doações/ financiamentos.

Estímulo e apoio à:
ONG's e outros projetos de conservação;
Participação em Conselhos de Meio Ambiente, Câmara da Pesca, Planos de Manejo de UC's;
Participação em programas como REVIZEE, GERCO, PRONABIO, FUNBIO, ETC.

Elaboração de portarias e leis
IBAMA
Regulamentação de ocupação de praias de desovas
Proibição de veículos em praias de desovas
Iluminação de praias
ESTADUAIS
Lei de iluminação de praias, já aprovada na Bahia e discussão no ES (convênios com COELBA e ESCELSA)
CONAMA
Projetos em áreas de desovas deverão ser analisados pelo Centro TAMAR-IBAMA.

Programas Comunitários - I
Buscam alternativas e levam em consideração as vocações e realidades locais
* Lojas, Confecções
* Artesanatos - índios-SP e ES , panos-ES, côco-BA, gaiato-SP, esteiras-ES, rendas-SE
* Fruticultura e polpa de nativas
* Atratores Artificiais para peixes, Long-lines para mexilhão, Recifes Artificiais
* Fishburger
* Oficinas de madeiras
* Papel reciclado

Programas Comunitários - II
Desenvolvidos pela própria Fundação, visando arrecadar e envolver a comunidade.
* Ecoturismo (guias mirins, etc..)
* Centros de Visitantes e estruturas de apoio
* Pousada
* Lanchonetes
* Creches, hortas,
* Programas de saúde
* Financiamento de grupos produtivos

EXPERIÊNCIA DE TURISMO ECOLÓGICO EM PROGRAMAS DE CONSERVAÇÃO DA NATUREZA.

VIEITAS, Claudia F.; LOPEZ, Gustave G.; D'AMATO, A. F. & MARCOVALDI, Maria A.

Fundação Pró-TAMAR, Cx. Postal 2219 Rio Vermelho, Salvador-BA, CEP 40210-970 E-mail: protamar@e-net.com.br

INTRODUÇÃO

Em 1980, por iniciativa do então IBDF, foi criado o Projeto TAMAR com o objetivo de proteger as populações de tartarugas marinhas da costa brasileira. Desde o princípio, a coordenação do TAMAR percebeu que seria impossível o desenvolvimento do trabalho sem a cooperação e o envolvimento das comunidades locais. Buscou-se então a conservação das tartarugas através da educação e da conscientização da população, aliadas ao desenvolvimento de alternativas econômicas sustentáveis, que proporcionassem uma melhoria da qualidade de vida dessas pessoas.

Atualmente o Projeto é afiliado ao IBAMA e co-gerenciado pela Fundação Pró-TAMAR, uma ONG que garante a agilidade de operação, aos convênios de pesquisa e financiamento e o trabalho comunitário. Várias das regiões onde o TAMAR está presente caracterizam-se por um grande fluxo turístico, que gera empregos e ajuda, a seu modo, a preservação das tartarugas marinhas e do litoral como um todo.

Seguindo uma tendência mundial, o turismo ecológico e participativo voltado à conservação da natureza vem aumentando em importância diariamente. O Ecoturismo é desenvolvido em ambientes naturais, procurando conciliar a visitação pública com o meio ambiente, de forma harmoniosa e conservacionista. Pode também ser visto como uma alternativa econômica sustentável para proteger os recursos naturais (ZIFFER 1989; BOO 1990). Neste contexto criou-se o programa "Turtle By Night"(TBN), onde as pessoas podem participar de parte das atividades de manejo desenvolvidas pelo TAMAR e ajudar os trabalhos conservação destes animais, oferecendo novas oportunidades de emprego para comunidade local. Apresentamos aqui os resultados obtidos em dois anos de realização do programa TBN.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Programa de Adoção de Tartarugas é uma das formas que o público tem de ajudar a financiar o trabalho do TAMAR. Com a adoção, o pai adotivo contribui co R$ 50,00 e recebe uma camiseta exclusiva e um certificado da adoção simbólica. Os participantes concorrem ainda ao sorteio de uma viagem, para a Praia do Forte ou Fernando de Noronha, com todas as despesas pagas e com direito a acompanhante (passagem cortesia VARIG).

No TAMAR de Praia do Forte, entre dezembro e março, é oferecida uma alternativa ao Programa de Adoção: a participação no Programa "Turtle BY Night", iniciativa de ecoturismo para soltar filhotes à noite na praia.

São montados grupos com no máximo 12 participantes que, trazidos à estação do TAMAR, são guiados por um biólogo e assistem a um vídeo. Estes são então levados ao cercado de incubação de ovos, onde recebem informações sobre a biologia das tartarugas marinhas e o trabalho do Projeto. Participam do recolhimento dos filhotes recém-nascidos e aprendem a reconhecer as espécies. É explicado que o cercado funciona como uma ferramenta de manejo e que a melhor forma de proteger os ninhos é deixando-os em seus locais originais de postura (ninhos *in situ*).
Os participantes são então levados em veículos tracionados até onde serão liberados os filhotes. Para prevenir o pisoteamento dos animais são desenhadas duas linhas paralelas na areia, perpendiculares à linha da maré, formando um corredor, no qual são soltas entre50 e 200 tartaruguinhas a cada programa.
Para demonstrar a orientação dos filhotes rumo ao mar através da luminosidade (LOHMANN *et al.* 1997), lanternas são ligadas algumas vezes na direção dos animais. Nesta ocasião pode-se perceber a influência que fontes de luz artificiais exercem sobre a orientação das tartarugas marinhas. Logo que todos os filhotes entram na água o grupo é levado até os ninhos *in situ*, onde recebem informações sobre o comportamento reprodutivo e o trabalho de manejo na praia (marcação e proteção de ninhos, marcação e biometria de fêmeas desovantes).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante as temporadas reprodutivas 1995/96 e 1996/97, o programa “Turtle By Night”, realizado entre dezembro e março, atraiu a atenção de 78,4% dos participantes do Programa de Adoção de Tartarugas Marinhas neste período (Tabela 1).
O Programa TBN é normalmente visto pelos participantes como um programa alternativo durante as férias e principalmente como uma opção para crianças, uma vez que famílias com filhos representaram 44,8% e 65,2% dos participantes nas campanhas 95/96 e 96/97 respectivamente (Tabela 2).

Tabela 1 – Número de participantes no Programa de Adoção de Tartarugas marinhas e no Programa “Turtle By Night”(TBN) nas campanhas 1995/96 e 1996/97.

	Campanha de adoção (Total)	“Turtle By Night”	TBN realizados
95/96	236	192	26
96/97	185	138	16

A Praia do Forte atrai turistas brasileiros, alemães, italianos e argentinos, entre outros. Considerando que estrangeiros costuma realizar programas de turtismo alternativo em seus países de origem, O Programa “Turtle By Night” foi inicialmente desenhado para abranger este público. No entanto, atraiu uma porcentagem muito maior de brasileiros b nestes dois anos de realização (88% em 95/96 e 87,7% em 96/97) (Tabela 2).
Os participantes do TBN em 96/97 preencheram uma ficha no final do programa com informações sobre procedência, tempo de permanência na Praia do Forte,

idade e realização de programas semelhantes em outros locais. Dos 138 participantes, apenas 17 pessoas (=12,3%) haviam participado em eventos similares anteriormente, sendo que destas 8 (=5,8%) haviam participado do próprio TBN no ano anterior.

Tabela 2 – Categorias dos participantes no Programa "Turtle By Night"

	Temporada 95/96	**Temporada 96/97**
Idade		
Adultos	145	95
Crianças (< 14)	47	43
Nacionalidade		
Brasileiros	169	121
Estrangeiros	23	17
Grupos		
Famílias com crianças	30(n=86)	30(n=90)
Casais	28(n=56)	9(n=18)
Desacompanhados	50	30
Total	**192**	**138**

Uma vez que durante o trajeto pela praia podem acontecer encontros com fêmeas desovando, os participantes vêm para o TBN com uma grande expectativa quanto a este acontecimento. Apesar dos encontros terem sido quase inexistentes (em 95/96 não ocorreu nenhum flagrante de desova e em 96/97 ocorreram 3), a reação geral dos participantes foi muito boa quanto ao Programa. O fato de participar dos trabalhos noturnos do TAMAR, de acompanhar a soltura de filhotes na praia e de ser um programa exclusivo (com poucos participantes, à noite etc.) foram as características citadas como mais importantes para os turistas.

Baseados nestas experiências, concluímos que para a realização de ecoturismo no gênero é recomendável trabalhar sempre com grupos reduzidos, permitir que os turistas desempenhem algumas das tarefas do trabalho de campo, e divulgar a mensagem conservacionista através da educação ambiental. Tais programas podem também servir como atividades econômicas alternativas para as comunidades locais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BOO, E. 1990. Ecotourism: the potentials. Vol 1. Washington D.C. : World Wildlife Fund, 71pp.

LOHMANN, K.J.; WITHERINGTON, B.E.; LOHMANN, C.M.F. & SALMON,M. 1997. Orientation, navigation and natal beach homing in sea turtles. In: Lutz, P.L. & Musick, J.A. The biology of sea turtles. Boca Raton: CRC Press, 107-135.

ZIFFER,K.A. 1989. Ecotourism: the uneasy alliance. Conservation International Working Papers on Ecotourism 1:1-36.

VIEITAS, C.F.; LOPEZ, G.G.; D'AMATO, A.F.; MARCOVALDI, M.Â. Experiência de turismo ecológico em programa de conservação da natureza. In SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 1997. Itajaí. **Anais...**, [S.l:s.n.], 1997, p. 286-289.

TÍTULO: RESGATE CULTURAL & CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS

AUTORES:

Jaqueline Comin de Castilhos
Dayse A. Rocha Alves
Augusto César Coelho Dias da Silva

ENDEREÇO:

Reserva Biológica de Santa Isabel, s/n
Pirambu/SE
Cep.: 49.190-000

Caminhos Trilhados no Brasil,
IPÊ- Instituto de Pesquisas Ecológicas
Brasília- 1997

INTRODUÇÃO

O Projeto Tartaruga Marinha estudou os aspectos biológicos das cinco espécies que se reproduzem no Brasil e, para viabilizar a implantação de um programa de conservação e pesquisa, também acompanhou os hábitos dos moradores locais com relação à utilização da carne e ovos de tartaruga (tipo de exploração, condição sócio-econômica, meios de subsistência). A partir do perfil traçado para cada comunidade foram iniciados pequenos programas de educação com a finalidade de sensibilizá-las da importância de preservar as Tartarugas Marinhas ainda tão ameaçadas de extinção (MARCOVALDI & MARCOVALDI 1982).

Desde 1982, o TAMAR tem oferecido assistência às atividades diárias das comunidades litorâneas, identificando os problemas críticos comuns e transmitindo informações à população, tornando-se parte e instrutor das localidades. As crianças constituem-se numa importante platéia porque em geral possuem valores menos rígidos e são mais sensíveis que os adultos (HAM 1992). Conforme Ab'Saber (1993) esta convivência permite que pesquisadores possam avaliar as expectativas das comunidades residentes em seu espaço de trabalho e captar as realidades do cotidiano.

Ao longo dos anos, os pesquisadores do TAMAR, envolvidos com as atividades de educação ambiental, começaram a constatar que as expressões artísticas e culturais dos moradores das comunidades litorâneas, localizadas próximas às áreas de reprodução das tartarugas marinhas no Estado de Sergipe, estavam sendo esquecidas por falta de apoio, reconhecimento e incentivo. Quase já não existiam mais apresentações e manifestações artísticas e culturais e pouquíssimos representantes da comunidade ainda mantinham informações relacionadas com o artesanato, o bordado e a dança folclórica (CASTILHOS et alli. 1995).

Era preciso um trabalho de resgate cultural. Segundo Pimentel (1995) o resgate da dinâmica do folclore retrata a capacidade de que o povo é possuidor de absorver, transformar, recriar, sem a menor cerimônia, as manifestações artísticas e culturais em todos os níveis.

O programa Resgate Cultural & Conservação de Tartarugas Marinhas procura resgatar e valorizar importantes informações culturais e envolver os moradores litorâneos em atividades econômicas que minimizem as agressões ao meio ambiente, além de poder beneficiar e reforçar o orçamento familiar, principalmente das pessoas com poucas oportunidades profissionais. Este processo se dá sem afastar os aspectos do divertimento, do lazer e do compromisso religioso, aos quais sempre estão ligadas as manifestações folclóricas (BARRETO 1994).

Tal programa também possibilita a aproximação dos jovens e adultos da comunidade com as questões ambientais do meio em que vivem.

Justifica-se o envolvimento da Fundação PRÓ-TAMAR nesta iniciativa de resgate cultural pelo reconhecimento a estas manifestações artísticas e pelo fato de que a tartaruga marinha é identificada como o principal elemento de apoio a tais atividades. Com isto, a instituição garante a proteção das desovas da menor tartaruga marinha do mundo (**Lepidochelys olivacea**) que faz da Reserva Biológica de Santa Isabel-Pirambu/SE o maior sítio reprodutivo do Brasil.

PLANEJAMENTO

Até o ano de 1993, todas as desovas de tartarugas marinhas da praia de Pirambu/SE eram transferidas a cercados de proteção e incubação de ovos pela equipe da Fundação PRÓ-TAMAR. Possibilitar a permanência de ninhos mantidos “in situ’ permitiu a coleta e análise comparativa de dados reprodutivos sem interferência humana durante o período de incubação e uma melhor taxa de eclosão de neonatos de tartarugas marinhas. Além disso, permitiu a comparação dos resultados obtidos e a avaliação das atividades de manejo até então realizadas com a espécie **Lepidochelys olivacea**.

A impossibilidade de manter ninhos nos locais de origem era atribuída à problemática de roubos de desovas, fato mais comumente observado entre os moradores e/ou pescadores das comunidades próximas às áreas de reprodução. E, principal motivo que quase levou a população de tartarugas marinhas ao desaparecimento. Quando a Base de pesquisa de Pirambu foi implantada, os moradores afirmavam que não viam filhotes de tartarugas marinhas há mais de 15 anos, demonstrando a ação antrópica sobre o ciclo de vida destes répteis.

A necessidade de implantação de um programa de sensibilização dos moradores litorâneos, associado ao resgate cultural e criação de alternativas econômicas, passou a ser discutida e sugerida durante as reuniões e encontros informais com representantes comunitários. Várias reuniões e encontros foram necessários até que fossem definidas as principais atividades de interesse que pudessem contar com uma adesão significativa de participantes. Entrevistas e questionários também foram realizados, para diversificar as informações a partir dos diversos segmentos sociais.

O programa Resgate Cultural & Conservação de Tartarugas Marinhas foi implantado com o objetivo de resgatar importantes manifestações e informações culturais e de criar alternativas econômicas aos moradores litorâneos. Identificar as tartarugas marinhas como a principal figura de apoio a tais atividades tem possibilitado a permanência de ninhos nos locais de origem. Além da possibilidade de análise dos resultados reprodutivos da **Lepidochelys olivacea,** foram realizadas entrevistas com amostra significativa dos principais envolvidos (direta e indiretamente) para avaliar e propor mudanças após 12 meses de execução das atividades.

Estes resultados também serão comparados a avaliações feitas durante os dois primeiros anos de execução e organização do programa de resgate cultural.

Para dar andamento às atividades são utilizadas as estruturas administrativas da Fundação PRÓ-TAMAR SE/AL que viabilizou, também, espaço para ensaios e apresentações dos grupos folclóricos e aulas de artesanato e bordado.

IMPLEMENTAÇÃO

O bordado ponto de cruz e redendê, o artesanato com palha de adicuri e com coco-da-baía, os grupos folclóricos e os festejos juninos estavam adormecidos e quase sem representativa importância econômica e cultural. O programa Resgate Cultural & Conservação das Tartarugas Marinhas identificou alguns dos moradores litorâneos com importantes informações culturais e, através de reuniões e encontros, foram propostas algumas estratégias de trabalho. Para o resgate do bordado e artesanato foram identificadas cinco antigas bordadeiras para organizarem e divulgarem o início das aulas

e cursos para formação de jovens. Foram adotados alguns critérios para preenchimento das vagas e divulgação do início das aulas a serem realizadas na sede do Clubinho da Tartaruga Marinha. O mesmo procedimento foi adotado para o resgate dos grupos folclóricos, excluindo-se as aulas, desnecessárias para formação dos grupos. O procedimento é semelhante ao adotado pelos grupos Parafolclóricos (FRADE 1995), ou seja, a PRÓ-TAMAR viabiliza ou minimiza a resolução de problemas de ordem prática, como a questão do espaço para ensaios e aulas, a aquisição de indumentárias e de instrumentos musicais, além de promover eventos e apresentações para divulgação, incluindo-se inclusive a obtenção de cachês. A PRÓ-TAMAR também se responsabiliza pelo pagamento dos músicos, marcadores, coreógrafos e professore(a)s de artesanato, bordado e dança.

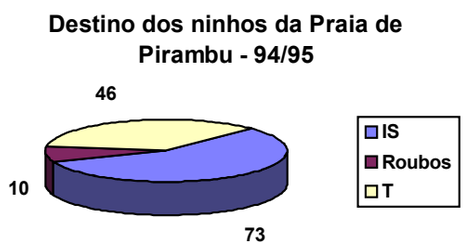
A princípio houve certa dificuldade para os participantes entenderem e reconhecerem o porquê desta iniciativa, por não considerarem importantes as próprias manifestações artísticas e culturais. À medida que as atividades foram avançando, um maior número de pessoas demonstrou interesse e contribuiu com idéias e propostas significativas.

Durante o andamento do trabalho e organização dos grupos (folclóricos e de bordado e artesanato) várias reuniões foram necessárias para divisão e compra dos materiais, definição de horários de aulas e ensaios e critério de preenchimento de vagas. Mensalmente, os principais participantes foram reunidos para troca de idéias e para definição de cada novo rumo das atividades. As observações e sugestões foram anotadas e muitas vezes transformaram-se em importantes registros sobre o andamento das atividades.

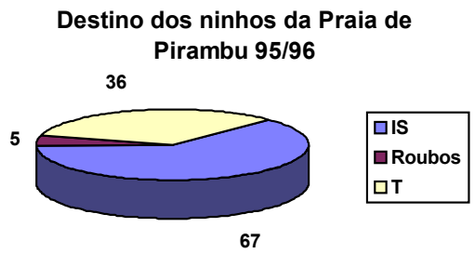
RESULTADOS

A figura da tartaruga marinha tem sido constantemente homenageada durante as apresentações, ensaios e trabalhos artesanais além de ser identificada como a principal patrocinadora de todas as atividades.

Acredita-se que os participantes das atividades tenham influenciado os demais integrantes das famílias a não mais utilizarem as desovas de tartarugas marinhas, pois foi possível observar uma diminuição do número de roubos de desovas, ao mesmo tempo em que houve um aumento da amostra de ninhos ‘in situ’. Durante a temporada reprodutiva das tartarugas marinhas de 94/95, permaneceram no local de origem 56.58% (n=73) do total de desovas encontradas na praia de Pirambu (n=212). Destas, 7.75% (n=10) foram roubadas.



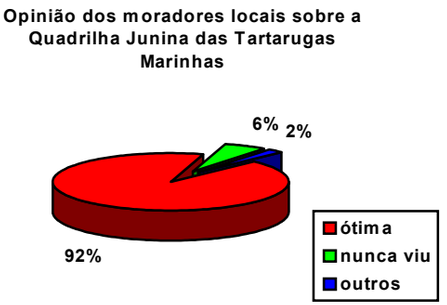
Na temporada de 95/96 a amostra de desovas mantidas ‘in situ’ aumentou para 62.03% (n=67) do total (n=180) e, destas, apenas 4.62% (n=5) foram roubadas.



As desovas ‘in situ’ permaneceram no local de origem de 50 a 55 dias, marcadas com duas estacas brancas numeradas, de fácil visualização por quem transitou na praia. O fato dos pescadores não interferirem no processo de incubação demonstrou que a comunidade litorânea vem apresentando mudanças comportamentais. Mesmo em condições favoráveis a roubos ou interferências as desovas permaneceram nos locais de origem sem que fossem coletadas.

Outro importante fator refere-se ao fato de que muitos dos familiares ou integrantes dos grupos folclóricos (80%), estão relacionados à pesca de arrasto de camarão, beneficiamento do pescado ou à pesca com rede ou linha. Em anos anteriores estas pessoas representaram a maior ameaça à sobrevivência das tartarugas marinhas pois pescavam em horários de postura de fêmeas matrizes, aproveitando a oportunidade para predação e coleta de ovos. Atualmente, estes antigos predadores participam dos grupos folclóricos e tornaram-se os maiores aliados na luta pela preservação das tartarugas marinhas. Somente durante a temporada reprodutiva de 96/97 da praia de Pirambu, 100% (n=9) dos flagrantes para marcação e biometria de fêmeas da espécie **Lepidochelys olivacea** foram realizados graças as informações dos pescadores que transitavam na praia durante o processo de postura.

A Quadrilha Junina das Tartarugas Marinhas vem sendo apoiada pela Fundação PRÓ-TAMAR e é responsável pela identificação de importantes talentos locais. A maioria dos participantes também está relacionada com atividades de pesca e envolve os integrantes durante os 5 meses de organização, ensaios e apresentações. Atualmente a Quadrilha Junina das Tartarugas Marinhas é campeã do municípiode Japaratuba, Vice Campeã do Município de Pirambu e obteve a quarta e quinta colocação na Liga de Quadrilhas Juninas Sergipe. As apresentações reuniram grande número de observadores e, 82% (n=42) e 65% (n=58) dos integrantes e público, respectivamente, sabem que é a ‘tartaruga marinha’ a responsável por este importante resgate das manifestações regionais.



Alguns depoimentos referentes a Quadrilha Junina das Tartarugas Marinhas:
"A melhor quadrilha é a das tartarugas, que tem todo ano..."
(Doméstica, 29 anos)
"é muito boa, muito organizada..."(Atravessador de camarão, 40 anos**)**
"...Fantástica...."(Comerciante, 33 anos**)**
"...gosto muito da **Quadrilha das Tartarugas**, o pessoal do IBAMA anima mais as pessoas..." - (Dona de casa, 28 anos).
"...a **Quadrilha das Tartarugas** é uma maneira de manter a cultura da cidade..." - Médica e Prefeita de Pirambu, 40 anos.

O CULTURARTE já está incorporado ao calendário de eventos da cidade de Pirambu/SE e, alguns artistas realizam ensaios durante todo o ano pensando no poder de divulgação que este possui. Envolve a participação direta de 550 artistas locais e de 10.000 pessoas que se deslocam de outras cidades e da capital do Estado especialmente para assisti-lo. Ao longo dos anos os moradores litorâneos compreenderam que este evento é realizado única e exclusivamente para prestigiar os talentos da terra e dispensam a participação de artistas de outros Estados. Também não têm dúvidas de quem é responsável pela organização de tão importante festa de cultura e arte. 68% (n=32) dos entrevistados associam a imagem da tartaruga marinha à organização do evento.
"...a dança das crianças é a que mais gostei, porque é daqui da terra, tem que dá **valor ao** que é nosso**..." (**Comerciante, 33 anos**).**
Durante as constantes reuniões para avaliação das atividades, realizadas sempre em conjunto com os principais participantes, observou-se a necessidade de algumas mudanças, principalmente em relação ao grupo de bordado e artesanato. As alunas dos grupos atualmente estão sendo apontadas pelas próprias professoras como aptas a produzirem de forma independente. Discute-se a idéia de ampliação do número de bordadeiras participantes, onde as mais antigas passariam a ser as principais orientadoras das demais e controladoras da qualidade do bordado. Com isto, estuda-se a idéia de um maior retorno financeiro para as participantes já que a produção aumentaria significativamente. Para esta nova fase de produção algumas reuniões estão sendo realizadas com bordadeiras de outras comunidades próximas às bases de pesquisa e proteção das tartarugas marinhas do Estado de Sergipe para troca de idéias e propostas de

trabalho. Envolver outra base de pesquisa com este trabalho de resgate cultural pode contribuir para que outras mulheres, esposas, filhas ou mães de predadores de tartarugas marinhas também se sensibilizem sobre a necessidade de recuperação do ciclo de vida destes répteis ainda tão ameaçados de extinção.

Para que os moradores litorâneos envolvidos no programa de resgate cultural reconheçam que é a tartaruga marinha a principal patrocinadora destes processos, considera-se necessário que os técnicos envolvidos não personalizem as ações junto à comunidade e nem atribuam aos próprios esforços à execução das atividades.

Com a expansão do projeto, torna-se imprescindível a formação de uma equipe permanente para atender e minimizar as dificuldades encontradas nas diversas atividades desenvolvidas nas comunidades contempladas com o programa, que conta hoje com apenas duas biólogas para atender os 500 participantes diretos. Também se faz necessária a viabilização de um espaço mais apropriado, atualmente uma estrutura construída em palha de coqueiro com 80 m^2 (Clubinho da Tartaruga Marinha) e aquisição de alguns equipamentos permanentes.

Agradecimentos

Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal - MMA
Fundo Nacional do meio Ambiente - FNMA
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA
Empresa de Petróleo Brasileiro - PETROBRAS

Resumo Biográfico dos Autores

Jaqueline Comin de Castilhos é Licenciada em Educação Física e Bacharel em Ciências Biológicas, desenvolve atividades de resgate da arte e cultura locais nas áreas de abrangência do TAMAR em Sergipe; é executora da Base do Abaís e responsável pela área técnica da Coordenação Regional do TAMAR SE/AL/CE.

Dayse Aparecida Rocha é bióloga, desenvolve atividades de resgate da arte e cultura locais nas áreas de abrangência do TAMAR em Sergipe. Coordena o CULTURARTE desde 1993 e é responsável pela execução da Base de Pesquisa de Ponta dos Mangues/SE.

Augusto César Coelho Dias da Silva é Diretor e Coordenador Regional da Fundação PRÓ-TAMAR e Chefe da Reserva Biológica de Santa Isabel. É engenheiro de pesca e desenvolve atividades na área de conservação e manejo das tartarugas marinhas desde 1987, sendo membro do grupo de especialistas de tartarugas marinhas da IUCN Species Survival Commission, através do Archie Carr Center For Sea Turtle Research da Universidade da Flórida, EUA.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, A. 1993. (RE)Conceituando Educacão Ambiental. A Universidade Brasileira na (RE)Conceituação da Educação Ambiental. 15(31):107-115.

BARRETO, L. A. 1994. Um Novo Entendimento do Folclore e Outras Abordagens Culturais. Sergipe: Sociedade Editorial de Sergipe.

CASTILHOS, J. C. De, SILVA, A. C. C. D. Da & ROCHA, D. A. 1995. Tartaruga Marinha & Resgate Cultural. Eco'95 Aplicada. Rio de Janeiro.

FRADE, C. 1995. As Raízes do teatro Popular Nordestino. XX Encontro Cultural de Laranjeiras.. Sergipe: 20(1):109-113.

HAM, S. H. 1992. Interpretacion Ambiental: Una Guia Práctica para Gente con Grandes Ideas y Presupuestos Pequeños. USA: North American Press.

MARCOVALDI, M. A. A. G. D. & MARCOVALDI, G. G. D. 1982. Áreas de desova, Ocorrência e distribuição das espécies, Época de reprodução, Comportamento de postura, Técnicas de conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil. Ministério da Agricultura: Departamento de Parques Nacionais e Reservas Equivalentes-DN.

PIMENTEL, A. De A. 1995. As Raízes do teatro Popular Nordestino. XX Encontro Cultural de Laranjeiras.. Sergipe: 20(1):133-140.

CASTILHOS,J.C. de; ALVES, D.A.R.; SILVA, A.C.C.D. da. Resgate cultural e conservação de tartarugas marinhas. In: S.M. Padua, M.F. Tabanez (orgs) Educação ambiental: Caminhos trilhados no Brasil, IPÊ Instituto de Pesquisas Ecológicas (ed.), p.147-156. 197.

Artigos Internacionais

BELLINI, C.; MARCOVALDI, M. Â.; SANCHES, T. M.; GROSSMAN, A.; SALES, G. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest Chelonia rookery in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.72, p.1-2, 1996.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Reproduction and feeding of marine turtles in the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.74, p.12-13, 1996.

MARCOVALDI, M. G.; LAURENT, A. A six season study of marine turtle nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with implications for conservation and management. **Chelonian Conservation and Biology**. Massachusetts, v.2, n.1, p.55-59, 1996.

NARO, E. F. S.; MROSOVSKY, N.; MARCOVALDI, M. Â. Thermal profiles of marine turtle hatcheries and nesting areas at Praia do Forte, Brazil. **Bulletin of the Ecological Society of America.** Rhode Island, v. 77, n.3, p. 320, 1996.

Artigos Nacionais

BUZIN, M. H. W. K. de; PANHOCA, M. Proteção de tartarugas marinhas no litoral de Sergipe na estação reprodutiva 1994/1995. Revista da Universidade Católica de Goiás, Goiânia, v.23, n.1/2, p.153-160. 1996.

Eventos Internacionais

GALLO, B. M. G.; BRONDIZIO, L. S.; MACEDO, S. Conservación de Tortugas Marinas en Área de Alimentación, Ubatuba-SP, Brasil. In: ENCUENTRO INTERUNIVERSITARIO, 13., Y INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE TORTUGAS MARINAS, 3., 1996. Xalapa. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1996.

MARCOVALDI, M. Â. Brazilian sea turtle program- TAMAR/IBAMA: "Ecotourism and educational program - Praia do Forte, Bahia, Brazil". In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 15., 1995. Hilton Head. **Proceedings...**, Miami: U.S. Department of Commerce, 1996, p.187-188. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC 387.

RIETH, D. B.; LIMA, A. M.;. SILVA, R. P. Acompanhamento das desovas de tartarugas marinhas na temporada reprodutiva 1995/1996, no Projeto TAMAR-IBAMA, em Povoação, ES, Brasil. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE HERPETOLOGIA, 4., 1996. Santiago. **Libro de Resumenes...**, [S.l.: s.n.], 1996. p. 150.

Eventos Nacionais

ALVES, D. A. R.; CASTILHOS, J. C. de. Avaliação e documentação do impacto do programa de educação ambiental do Projeto TAMAR/IBAMA junto às comunidades costeiras de Sergipe. In: REUNIÃO ESPECIAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 3., 1996. Florianópolis. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 1996, p 316.

GROSSMAN, A.; SANCHES, T. M.; BELLINI, C. Temporada reprodutiva de Chelonia mydas no Atol das Rocas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 21., 1996. Porto Alegre. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1996, p 190. ref.891.

LIMA, E. P.; ANGELONI, L. F. Tartarugas marinhas II: Levantamento preliminar da incidência de tartarugas marinhas no litoral de Santa Catarina e Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 21., 1996. Porto Alegre. **Resumos...,** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996. p 190. ref. 890.

LIMA, E. P.; PENTEADO, R. B.; PENTEADO, A. D. H.; ANGELONI, L. F. Tartarugas marinhas I: proteção e conservação no litoral Norte do Estado do Rio de Janeiro. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 21., Porto Alegre, 1996. **Resumos...,** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1996, p.190. ref. 889.

MARCOVALDI, M. Â. G. dei.; D'AMATO, A. F. Resultados do estudo de sete temporadas de desova das tartarugas marinhas na Praia do Forte, Bahia, Brasil, com implicações para conservação e manejo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 21., 1996. Porto Alegre. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 1996, p 191. ref.895.

RIEDERER, M. Manejo de ninhos de Caretta caretta e Lepidochelys olivacea em projeto conservacionista em Reserva do Estado de Sergipe. In: REUNIÃO ESPECIAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 3., 1996. Florianópolis. **Anais...,** [S.l.: s.n.], 1996, p 561.

Tese de Doutorado

BARATA, P.R., 1996. 134f. **Um modelo de estimação do número de tartarugas marinhas desovando em uma praia em uma temporada.** Tese de Doutorado. Departamento de Ecologia, UNICAMP, 1996.
Disponível na Base: Fernando de Noronha

Monografias

CASTILHOS, J. C. de, 1996. 52f. **Análise comparativa da produtividade dos ninhos mantidos "in situ" e transferidos na Reserva Biológica de Santa Isabel - Pirambu/SE.** Monografia (Graduação). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Sergipe, SE, 1996.
Disponível na Base: Pirambu-SE

GIFFONI, B. B., 1996. 36f. **Artes de pesca que capturam tartarugas marinhas na região de Ubatuba - SP.** Monografia (Graduação). Departamento de Biologia Marinha do Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 1996.
Disponível na Base: Ubatuba-SP

MELLO, L. G. M., 1996. 26f. **Acompanhamento das atividades de desova da tartaruga marinha** Chelonia mydas **(Reptilia, Chelonidae) na Ilha da Trindade-ES, nos meses de Fevereiro e Março de 1995.** Monografia (Graduação). Departamento de Oceanologia, Fundação Universidade do Rio Grande, RS, 1996.
Disponível na Base: Comboios-ES

Revistas do TAMAR

Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró- TAMAR, Ano 1, Número 1, 1996.

Vídeo

TAMAR, 1996. TAMAR: O resgate da cidadania. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 20 minutos.
palavras-chave: tartarugas marinhas, conservação, **educação,** alternativa econômica, ES
Disponível na Base: Comboios

ATOL DAS ROCAS BIOLOGICAL RESERVE: SECOND LARGEST *CHELONIA ROOKERY* IN BRAZIL

Atol das Rocas (3°52'S, 33°49'W), the only atoll in the South Atlantic Ocean, is located 144 miles off the northeastern coast of Brazil. The ring-shaped atoll is of volcanic origin, formed by calcareous algae and colonial mollusks. Two small islands, Farol and Cemitério, are permanently exposed with a total area of 7.2 km^2. In 1981, 1982 and 1986, the National Program for the Conservation and Management of Brazilian Marine Turtles (TAMAR Project/ IBAMA) sent expeditions to the atoll to estimate the number of turtles that nested there. After verifying that the atoll is Brazil's second largest reproductive area for green turtles, *Chelonia mydas* -- the first being Trindade Island (Moreira et al. 1995) a comprehensive program of annual monitoring and data collection began in 1990.

Researchers are sent to the atoll at the end of December, at the start of the nesting season, and remain until July when the last hatchlings emerge from their nests. Beach patrols are conducted at night and nearly 100% of the nesting females are tagged. Turtles prefer to nest during the high tide to avoid being stranded by the receding waters. Tidal strandings are rare, but when they occur the turtles must wait for the next high tide to return to the sea. During four consecutive seasons of monitoring (1990-1994), TAMAR has documented 3411 nests and tagged 456 nesting females. The mean curved carapace length and width are 118.6 cm (range 100.0 - 134.0 cm, n=1188) and 108.7 cm (range 94.0 - 130.0 cm, n=1188), respectively. Based on the number of nests laid per month, the peak reproductive period occurs between the months of March and April. The nests are left in situ and show a hatch success rate of 75.4%. The average incubation period (egg laying to hatchling emergence) is 61 days (range 51-74 days, n= 153 nests).

The Atol das Rocas Biological Reserve was created in 1979 as the first marine protected area in Brazil. Aside from the second largest nesting population of green turtles in the country, the atoll is also visited by thousands of migratory marine birds, and harbours noteworthy marine biodiversity. For a long time the atoll was a favored area for fishermen, but since 1990 the effective implementation of the Biological Reserve and the constant enforcement of its protected status have guaranteed the area's preservation.

Moreira, L., C. Baptistotte, J. Scalfone, J. C. Thomé, and A. P. L. S. de Almeida. 1995. Occurrence of *Chelonia mydas* on the Island of Trindade, Brazil. Marine Turtle Newsletter 70:2.

CLAUDIO BELLINI, Projeto TAMAR/IBAMA, CP 50, Fernando de Noronha - PE, BRAZIL 53999-000; MARIA ANGELA MARCOVALDI, Fundaçao Pró-TAMAR, CP 2219, Salvador - BA, BRAZIL 40210-970; TAISI MARIA SANCHES and ALICE GROSSMAN, Fundaçao Pró-TAMAR, CP 50, Fernando de Noronha - PE, BRAZIL 53990-000 and GIBERTO SALES, IBAMA, Av. L4 Norte, SAIN, Brazília - DF, BRAZIL 70800-200

BELLINI, C.; MARCOVALDI, M.Â.; SANCHES, T.M.; GROSSMAN, A.; SALES, G. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest ***Chelonia*** rookery in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.72, p.1-2, 1996.

REPRODUCTION AND FEEDING OF MARINE TURTLES IN THE FERNANDO DE NORONHA ARCHIPELAGO, BRAZIL

The Fernando de Noronha Archipelago (3°50'S, 32°24'W), situated 215 miles off the northeastern coast of Brazil, is composed of one main island and 20 smaller islands, all of volcanic origin, with a total area of 26 km^2 (Almeida, 1958). It is bathed by the northern branch of the south equatorial stream, which provides clear and warm waters. The archipelago was discovered in 1503 by Americo Vespucio, and has since suffered intense anthropogenic pressure. According to the elders of the island people, marine turtles constituted a part of their regular food intake until the 1970's. The Brazilian Sea Turtle Conservation Program (TAMAR/IBAMA) initiated its activities in the archipelago in 1984. At this time, the archipelago's population of green turtles, Chelonia mydas, was on the brink of extinction. Through environmental education campaigns, the harvest of turtles and eggs by humans has been eliminated. In 1988, the creation of the Fernando de Noronha Marine National Park provided legal protection to the main turtle nesting areas in the archipelago.

Every year during the nesting season (January to June), researchers patrol the beaches to tag egg-bearing females and document nesting activity. A total of 58 female green turtles have been tagged since 1984, with a record number (n=14) tagged in 1994. Mean curved carapace length (CCL) is 116.0 cm (range 104.0-124.0, n=26); curved carapace width (CCW) is 107.0 cm (range 97.0-116.0, n=26). Nearly all nests remain ***in situ***. Incubation averages 53 days; hatch success averages 80.2%. Over the past 12 years, 33,936 hatchlings have been released to the sea. The main hatchling predators are a lizard (Tupinambis tegiuxim) introduced to the island for the purpose of rat control, and two species of crab (Grapsus grapsus, Gecarcinus lagostoma) (Bellini and Sales, 1992). In the water, the main predators are octopus and various fish, including sharks.

The archipelago is not only a nesting area for green turtles, but also a feeding ground for juvenile green and hawksbill (Eretmochelys imbricata) turtles. Since 1987, TAMAR/IBAMA has surveyed the main feeding areas. Researchers observe and capture turtles during dives in order to tag, measure and weigh them (after which the turtles are immediately released). The average weight and curved carapace dimensions of juvenile hawksbills are 15.55 kg (range 2.50 -40.00, n=38), 52.3 cm CCL (range 30.5-75.5 cm, n=38) and 44.1 cm CCW (range 26.5-65.5, n=38). For juvenile green turtles, these values are 14.37 kg (range 3.80-25.00, n=17), 49.4 cm CCL (range 32.5-60.0, n=17), and 43.3 cm CCW (range 26.5-56.0, n=17). Captured turtles are tagged on their front flippers. For experimental purposes, some individuals are also tagged on a rear flipper.

To date there have been 583 records, including 153 (52 greens, 101 hawksbills) captures. Of these, 43 (6 greens, 37 hawksbills) were captured in Sueste Bay (=1 km^2) and 20 (3 greens, 17 hawksbills) in Santo Antonio Harbor (=0.8 km^2). Capture depth ranged from 0.5-20.0 m. Capturing usually occurred during the day. Since 1992, the capture-recapture study has been continued at a frequency of three dives per week. Recapture data are providing a basis from which to evaluate rates of growth in wild populations. In addition, continuing study will provide insight into the migratory routes of these juveniles. The same kind of study is being conducted in the Atol das Rocas Biological Reserve, another important feeding ground for both species (Bellini et al., 1996). Unfortunately, surveying within the Reserve is hindered at the present time by a low frequency of monitoring trips.

Almeida, F. F. M. de. 1958. Geologia e petrologia do Arquipélago de Fernando de Noronha. Ministério da Agricultura, Depto. Nac. Produçao Mineral, Div. Geologia e Mineralogia, Monografia XIII. 181 pp.

Bellini, C. and G. Sales. 1992. Registro de predaçao de ovos e neonatos da tartaruga marinha Aruana, Chelonia mydas, em ilhas oceanicas brasileiras, p.132. In: XII Cong. Latino Americano de Zoologia e XIX Congresso Brasileiro de Zoologia, Belém do Pará, PA 26-31 Jul 1992.

Bellini, C., M. A. Marcovaldi, T. M. Sanches, A. Grossman and G. Sales. 1996. Atol das Rocas Biological Reserve: second largest Chelonia rookery in Brazil. Marine Turtle Newsletter 72:1-2.

CLAUDIO BELLINI, Projeto TAMAR/IBAMA and TAISI MARIA SANCHES, Fundaçao Pró-TAMAR, C.P. 50, Fernando de Noronha, PE, BRAZIL 53990; e-mail: tamarfn@truenet.com.br

Chelonian Conservation and Biology, 1996, 2(1):55-59
© 1996 by Chelonian Research Foundation

A Six Season Study of Marine Turtle Nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil, with Implications for Conservation and Management

MARIA ÂNGELA **MARCOVALDI**[1] AND ANTONIO **LAURENT**[2]

[1]*Projeto TAMAR-IBAMA Fundação Pró-TAMAR, Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia 40.210.970 Brazil [Fax: 55-71 -876-1067; E-mail: TAMAR@sunrnp.ufba.br];*
[2]*Travessa Alfredo Bufren, 140, terreo, Centro de Estudos do Parana, Curbita, Parana 80.020.240 Brazil*

ABSTRACT. – **Four species of marine turtles nest at Praia do Forte, Bahia, Brazil. This paper provides a summary of information obtained by Projeto TAMAR over six nesting seasons (1987-93) concerning relative abundance and size of nesting females, seasonal and spatial distribution of nesting, hatching success, emergence period, and clutch size. The Praia do Forte field station protects a total of 43 km of coastline, divided into an intensive study area of 14 km and two conservation areas of 10 and 19 km. Eggs from nests in the conservation areas were transferred to an open air hatchery emulating natural conditions, and nests in the intensive study area were monitored *in situ*. *Caretta caretta* (1932 nests) and *Eretmochelys imbricata* (265 nests) were the most abundant species, together constituting more than 90% of total nesting. Other species found nesting were *Lepidochelys olivacea* and *Chelonia mydas*. The overall nesting season for all species extended from August to April, but peak nesting for *C. caretta* was October to December and for *E. imbricata* January to February. Nesting occurred more frequently at sites along the beach where fringing reefs were not present and where the beach was wider. The emergence period for *in situ* and transferred nests was about the same, but hatch success was usually higher *in situ*. Hatch success was also significantly higher when eggs were transferred less than 6 hours after oviposition. Comparison of hatchery and *in situ* nests shows an open air hatchery emulating natural conditions to be an adequate conservation tool in areas where threats to natural nest survivorship are high.**

KEY WORDS. - **Reptilia; Testudines; Cheloniidae; *Caretta caretta; Eretmochelys imbricata;* sea turtle; nesting; hatch success; conservation; Brazil**

Brazil has more than 8000 km of marine coastline, largely fringed by sandy beach. Although there have been numerous studies of marine turtles nesting in neighboring countries, notably French Guiana (Fretey, 1981) and Suriname (Schulz, 1975), little has been published about these reptiles in Brazil, where five species are known to nest (Wied-Neuwied, 1820; Hartt, 1870; Menezes, 1972; Sá, 1980; Marcovaldi and Marcovaldi, submitted).

Four of these five species are considered endangered by the World Conservation Union (IUCN) (Groombridge, 1982; Marcovaldi and Marcovaldi, submitted). However, although all sea turtles have been protected in Brazil under federal regulations since 1986, killing of nesting females and taking of eggs along the entire coastline have been conspicuous and common activities for decades. In 1980 Projeto TAMAR (TArtaruga MARinha) was initiated to investigate the distribution and abundance of nesting sea turtle populations, to evaluate the conservation status and threats to these animals, and to plan and develop conservation actions. Field monitoring began at Praia do Forte in the State of Bahia (Fig. 1) in 1982; since then the project has grown steadily to include 22 bases in 9 states on both continental beaches and oceanic islands. A data base has been maintained since the establishment of the program, with information focused on nesting females and other aspects of nesting biology.

During the early years of the project, while field methods were developed, logistic support was organized along a vast area of remote coast with poor to no communication. In 1987 data recording techniques were standardized on a nationwide basis. Praia do Forte is not only the site with by far the longest period of continuous study, but also is the continental beach with the greatest density of nesting. This paper presents a preliminary analysis of this key nesting site, with special emphasis on the information obtained between 1987 and 1993. Reports on other aspects of marine turtle biology and conservation in Brazil are also in preparation.

MATERIALS AND METHODS

Study Area. — Praia do Forte is located in the State of Bahia, Brazil, at 12°34'56"S, 38°00'02"W. Personnel from the local TAMAR station patrol 43 km of continuous coastline, between Guarajuba Beach, located 14 km south of the station, and Porto de Sauípe, which is 29 km to the north (Fig. 1). This shoreline is characterized by gently sloping, medium to coarse quartz sand beaches. Partially submerged beach rock bars occur intermittently in the sublittoral, and reefs, dominated by calcarious algae and bryozoa, with very few scleractinian corals, are found off approximately 12 km of the beach. The supralittoral beach is characterized by dunes which rise to over 10 m in the north to a low, gently rising beach platform in the south. The more common beach vegetation includes *Ipomoea* spp., *Sporobolous virginicus*, and *Cyperaceae* spp.; however, coconut plantations dominate much of the central expanse of the study area.

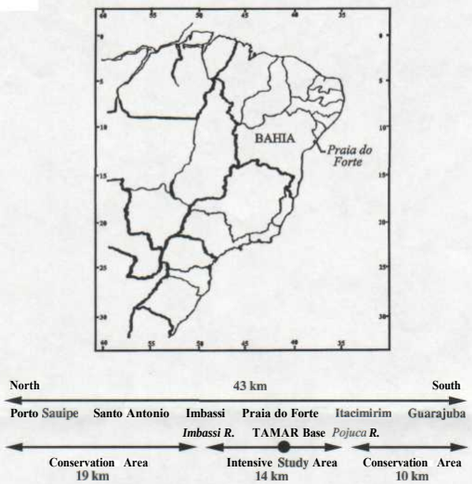


Figure 1. Map of the study area indicating location in eastern Brazil, schematic local geography, and extent of the Intensive Study Area and Conservation Areas.

Data Collection. — The 43 km beach was divided into a central "Intensive Study Area" (ISA) of 14 km, with two contiguous "Conservation Areas" (CAs): one 10 km long to the south and the other 19 km long to the north (Fig. 1). The ISA was in turn divided into 1 km sectors marked by stakes. Each year, fieldwork began in early September and ended in early May, a period which incudes more than 95% of the nesting activity.

Intensive Study Area. — The ISA was patrolled by either TAMAR staff or students at least once daily during the nesting season. Transportation along the beach was mainly by 4-wheel-drive vehicle but was occasionally on foot or by bicycle. Nests were identified from tracks and nesting signs and eggs were located either by carefully probing with a stick (with care being taken not to break any eggs) and then digging by hand, or by observing oviposition during the night (in which case morphometric data from the adult female were collected and tags attached to the front flippers, see below). In those cases where nests were judged to be safe from predation or damage, they were left *in situ*, and the eggs were covered over with sand and the site marked by placing a 2.5 x 10 cm, 2.4 m high, numbered stake into the sand approximately 50 cm from the eggs. For all *in situ* nests, where pressure from land predators such as the South American gray fox (*Dusycion vetulus*) was severe, a protective plastic mesh (at least 1 x 1 m and with a minimum mesh opening of 7 cm) was placed over the eggs. Nearly all nests in the ISA were left to incubate *in situ*. Nests considered to be threatened by tidal inundation or human activity were transferred to the station's open air hatchery or to suitable locations on the beach.

Carapace lengths for nesting adult females were measured over the curve with a flexible tape measure from the precentral scute in the carapace midline to the posterior margin of the postcentrals. Carapace widths also were measured over the curve, across the widest part of the carapace, perpendicular to the longitudinal body axis.

Conservation Areas. — The CAs were patrolled daily by local residents hired by TAMAR. Before the project started these same residents killed nesting females and dug up nests. Each of these people was assigned approximately 5 km of beach to patrol daily and record every nesting crawl and collect and turn over to TAMAR all the eggs laid during the previous night. Their shifts began between 0300 and 0500 hrs.

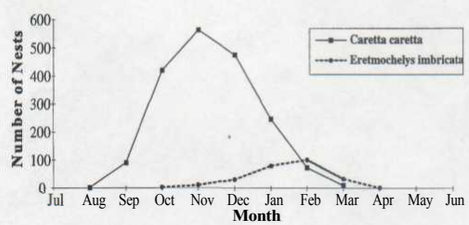
Table 1. Number of nests per species and percentage of total nests per season at Praia do Forte Beach (43 km) each season from 1987 to 1993; *C.c.* = *Caretta caretta*, *E.i.* = *Eretmochelys imbricata*, *C.m.* = *Chelonia mydas*, *L.o.* = *Lepidochelys olivacea*, N.I. = Not identified.

	C.c.	*E.i.*	*C.m.*	*L.o.*	N.I.	TOTAL
1987/1988	284 72.0%	62 16.0%	8 2.0%	9 2.3%	30 7.6%	393
1988/1989	333 83.2%	47 11.8%	4 1.0%	4 1.0%	12 3.0%	400
1989/1990	274 77.6%	40 11.3%	4 1.1%	5 1.4%	30 8.5%	353
1990/1991	328 84.7%	30 7.8%	7 1.8%	8 2.0%	14 3.6%	387
1991/1992	348 82.2%	56 13.2%	0 0.0%	1 0.2%	18 4.3%	423
1992/1993	365 89.6%	30 7.4%	0 0.0%	4 1.0%	8 2.0%	407
TOTAL	1932 81.8%	265 11.2%	23 1.0%	31 1.3%	112 4.7%	2363

Table 2. Selected morphometric and reproductive data for sea turtle species (abbreviations as in Table 1) nesting at Praia do Forte, Bahia, Brazil. Carapace length and width measured over the curve in cm; *n* = number of observations.

Parameter		*C.c.*	*E.i.*	*C.m.*	*L.o.*
Carapace length	mean	102.8	93.3	123.3	70.0
	SD	±0.04	±0.20	±0.04	±0.01
	n	176	9	4	2
Carapace width	mean	94.2	83.8	107.0	68.0
	SD	±0.05	±0.17	±0.08	±0.01
	n	161	9	4	2
Clutch size	mean	126.7	140.0	127.8	111.6
	SD	±25.03	±32.51	±28.19	±26.38
	n	1921	265	25	31

Figure 2. Total monthly frequency of the number of nests for the two most abundant species *(C. caretta* and *E. imbricata)* from 1987 to 1993.



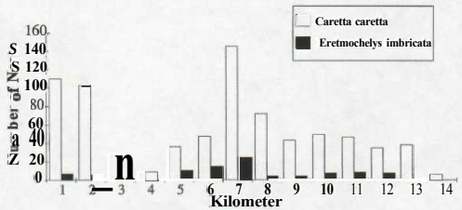


Figure 3. Nesting frequency geographic distribution in the Intensive Study Area for the two most abundant species (C. *caretta* and *E. imbricata)* from 1987 to 1993.

All the eggs collected were transfered to styrofoam boxes (one nest per box) and brought to transfer points at either the northern or southern border of the ISA, where they were normally picked up before 0800 hrs by TAMAR field staff in a 4-wheel-drive vehicle for immediate transfer to the hatchery in the ISA.

Hatchery and Management Practices. — The location of the hatchery was chosen so that its physical characteristics would emulate natural conditions of nests, such as sand type and shading. The hatchery was located 7 m from the high water mark, at the top of the beach slope. The same site was used each year. The hatchery always measured more than 18 m long by 7 m wide and was surrounded by a plastic mesh, 10 cm deep and 170 cm high. Transferred eggs were retrieved from natural nests without rotating and carefully placed in styrofoam boxes 34 x 28 x 23 cm, one clutch per box, and packed with moist sand from the bottom of the natural nest. Transferred eggs were placed in a man-made nest (one clutch per nest), the dimensions of which were made to resemble a normal turtle nest: 55 cm deep and 30 cm in diameter. Each nest in the hatchery was located no less than 50 cm from the nearest nest. A plastic mesh (0.75 cm) cylinder, 35 cm high and 60 cm in diameter, was placed around each hatchery nest and buried 15 cm in the sand.

The time interval between original oviposition and reburial of the eggs in the hatchery was designated as the "relocation period" and classified as one of the following: I - up to 6 hours; II - from 6 to 12 hours; and III - more than 12 hours.

All hatchery and *in situ* nests were excavated within 24 hours after the majority of hatchlings emerged, as judged by the number of hatchlings in the mesh cylinder (hatchery) or by the number of hatchling tracks emerging from a nest *(in situ).* For hatchery nests live hatchlings were identified to species, counted, and immediately released on the beach (usually in the early morning). In the case of *in situ* nests, the egg shells from hatched eggs were quantified to estimate the total number of live hatchlings that were produced. For all nests dead hatchlings and unhatched eggs were counted. Hatchling success was calculated for each nest as the ratio of the total number of live hatchlings produced as compared to the total number of yolked eggs. The emergence period was calculated as the period between oviposition (day zero) and time of emergence (when the majority of hatchlings emerged from the nest onto the sand surface).

Data Analysis. — All data are stored in a dBase-III+ file. Frequencies and descriptive statistics for all species were calculated using SPSSPC+ (version 3.1) and MS Excel. Clutch sizes for all species were evaluated on the basis of the nests which were collected and transferred to the hatchery. Occasional broken eggs were not included in any calculations. Seasonal and spatial distribution of nesting, emergence period, and hatching success were analyzed for *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata,* the two most abundant species at Praia do Forte. The analysis of spatial distribution was restricted to the 14 km of the ISA.

Comparisons were made with two tailed t-tests between *in situ* and hatchery nests for both emergence periods and hatching success. Hatching success data were tranformed using the arcsine transformation before statistical analysis. Analysis of variance was performed to test for differences in hatching success between nests transferred using the three different relocation periods. Scheffé's *a posteriori* test was used to test for differences between the three means of the relocation periods, since differences among means were unplanned and sample sizes not equal (Sokal and Rohlf, 1981).

RESULTS AND DISCUSSION

Species. — Four sea turtle species, *Caretta caretta* (loggerhead), *Eretmochelys imbricata* (hawksbill), *Lepidochelys olivacea* (olive ridley), and *Chelonia mydas* (green turtle) nested at Praia do Forte nearly every year from 1982 to 1993 (Table 1). By far the most common species was *C. caretta* which contributed between 72 and 89% of the nests during each season. Second in abundance was *E. imbricata,* with 7 to 16% of the nests each year; this species showed its highest nesting frequencies during the 1987-88 and 1991-92 seasons. Nesting by *L. olivacea* and *C. mydas* was rare, and for that reason, little more will be discussed here for these species. Morphometrics and clutch size data for the four species nesting at Praia do Forte are presented in Table 2.

Seasonal Distribution of Nesting. — The nesting season at Praia do Forte extends from late August until early April.

Table 3. T-test (two tailed) comparison of emergence period (time interval in days between oviposition and hatchling emergence) and hatch success (ratio of live hatchlings to total yolked eggs, per nest) between *in situ* and hatchery transferred nests for *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata* at Praia do Forte, Bahia, Brazil; *n* = number of observations.

Parameter	Treatment		*Caretta caretta*		*Eretmochelys imbricata*	
Incubation time	*in situ*	mean	53.2		55.1	
		SD	4.27		3.87	
		n	432		48	
	hatchery	mean	52.7		55.7	
		SD	3.03		3.24	
		n	1426		211	
	t-test *(P)*			0.025		0.378
Hatching success	*in situ*	mean	73.1		61.0	
		SD	22.90		27.80	
		n	466		48	
	hatchery	mean	63.2		51.7	
		SD	21.50		22.95	
		n	1442		217	
	t-test *(P)*			< 0.0001		0.067

Peak nesting occurred between mid-October and mid-December for *C. caretta* and between early January and late February for *E. imbricata* (Fig. 2). Hence, the season for E. *imbricata* peaks as the season for *C. caretta* is ending. The relative frequency of nesting per month for both *C. caretta* and *E. imbricata* was comparable for each of the 6 seasons for which there are detailed data.

Spatial Distribution. — Cumulative nesting frequency along the 14 km ISA was densest within km 1, 2, and 7 for *C. caretta,* and within km 7 for *E. imbricata.* Little to no nesting for either species occurred within km 4 and 14 (Fig. 3).

Spatial distribution of nesting is related to physical characteristics of the coast. The areas of concentrated nesting (km 1, 2, and 7) are characterized by the absence of beach rock bars and fringing reefs and the presence of relatively wide beaches with strong wave action. In contrast, km 4 and 14 have fringing reefs. Turtles that nest at sites where there is an unhindered approach to the beach are relatively independent of the state of the tide for nesting and avoid the risks of being injured on reefs and rocks. Indeed, during low tides reefs may constitute a physical barrier to emergence. Exposed beaches are subjected to strong wave action, which may result in the creation of wide supralittoral beaches, a common characteristic of marine turtle nesting sites. In contrast, narrow beaches, such as at km 4 where high tides cover most of the supralittoral, are unlikely to harbor successful nests.

Emergence Period. — Average emergence periods for both *in situ* and hatchery nests of *C. caretta* were about 53 days, and although the difference between the two samples was small, hatchery nests had slightly (but significantly) longer periods (Table 3). The average emergence period for *E. imbricata* was just under 56 days, and there was no significant difference between the two nest types (Table 3).

Since emergence period (often incorrectly called "incubation period") is influenced by incubation temperature (Mrosovsky and Yntema, 1980), our results indicate that our hatchery and *in situ* nests are incubating at similar temperatures. This is desirable considering that in *C. caretta* (Yntema and Mrosovsky, 1980) and other sea turtles (Miller and Limpus, 1981; Morreale et al., 1982), the direction of sexual differentiation in embryos is dependent on incubation temperature.

Hatching Success. — Hatching success (defined as the ratio of live hatchlings to total yolked eggs in a single nest) was significantly greater *in situ* than in hatchery nests for both species (Table 3). *Caretta caretta* had an average success rate of 73.1% for *in situ* and 63.2% for hatchery nests, and *E. imbricata* had an average hatching success of 61.0% *in situ* and 51.7% in hatchery nests. Similar results for *E. imbricata* were found in the Yucatan Peninsula in Mexico (Frazier, 1993). However, other studies comparing *in situ* to relocated nests showed that hatch success is usually higher for the latter (Blanck and Sawyer, 1981; Wyneken et al., 1988; Swimmer, 1993; but see also Schulz, 1975; Limpus et al., 1979; Eckert and Eckert, 1990).

Table 4. Analysis of variance table and Scheffe multiple range test ($\alpha = 0.05$) comparing the average hatch success for nests transferred using different relocation periods (I = < 6 hours, II = 6–12 hours, III = > 12 hours) for *Caretta caretta* and *Eretmochelys imbricata*; DF = degrees of freedom.

Species/Source	DF	Sum of squares	F. Ratio	F. Prob.
Caretta caretta				
Between groups	2	0.9388	7.8946	$P < 0.001$
Within groups	1412	83.9538		
Total	1412	84.8926		
		I	II	III
Scheffe				
Eretmochelys imbricata				
Between groups	2	0.0768	0.593	$P = 0.554$
Within groups	205	13.2747		
Total	207	13.3515		

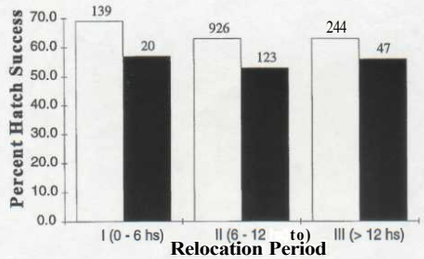


Figure 4. Hatching success in relation to relocation period from 1987 through 1993 for the two most abundant species, *C. caretta* (open bars) and *E. imbricata* (solid bars). Numbers above bars refer to sample sizes.

The movement and rotation associated with relocation of the eggs during critical moments of yolk migration and adhesion of the vitelline membrane (Bustard, 1973; Limpus et al., 1979; Blanck and Sawyer, 1981; Whitmore and Dutton, 1985; LeBuff, 1990) may have lowered hatching success in the hatchery group. Hatching success in relation to length of relocation period is depicted in Fig. 4. Analysis of variance (Table 4) detected significant differences in hatching success between the means of relocation periods for *C. caretta.* The result of Scheffé's multiple range test indicated that the average hatch success for this species was significantly higher when eggs were transferred to the hatchery less than 6 hours following oviposition (relocation period I); no significant difference was found between relocation periods II (6–12 hrs) and III (> 12 hrs). The analysis demonstrated no significant difference in hatching success for different relocation periods for *E. imbricata.*

The results are consistent with previous findings indicating orientation of eggs should be carefully maintained between 36 hours and 45 days following oviposition (Blanck and Sawyer, 1981). The significantly higher hatch success for eggs transferred before 6 hours for *C. caretta,* however, suggests egg orientation should be maintained even earlier, at least for this species. This is further supported by higher hatching success rates for nests relocated less than 4 hours following oviposition (Wyneken et al., 1988).

CONSERVATION AND MANAGEMENT

Although hatching success was higher for *in situ* nests, it is important to point out that few of the nests transplanted

to the hatchery would have survived tidal flooding or predation, so whatever emerged from these hatchery nests represented an improvement over what would have emerged had they been left *in situ.* Furthermore, several factors were important in lowering overall hatching success of those nests left *in situ,* notably tidal inundation and predators such as the gray fox, which even managed to predate some nests which had been protected with a plastic mesh.

Relocation of marine turtle eggs to protected hatcheries is a common conservation practice used to reduce embryo and hatchling mortality and increase hatchling recruitment (Morreale et al., 1982; Swimmer, 1993). Nonetheless, the use of open air hatcheries has been criticized since it may inadvertently bias the sex ratios of the hatchlings produced from the hatchery (Mrosovsky and Yntema, 1980; Morreale et al., 1982; Mrosovsky, 1982; Swimmer, 1993). The results of the present study indicate that hatcheries can be used to successfully increase hatchling recruitment without greatly affecting the emergence period and, possibly, without causing modifications in the natural sex ratio. Sea turtle hatcheries are especially important as conservation tools in places such as Brazil, where nest predation is the major source of mortality (Marcovaldi and Marcovaldi, submitted). Effective use of hatcheries in the future should always include comparisons with *in situ* nests.

In addition, the impact of the hatcheries on public awareness has contributed towards the attainment of TAMAR's goals to expand the area of the ISA and augment the number of nests left *in situ.* Most TAMAR hatcheries are focal points in visitor centers, where both members of local communities and tourists learn about sea turtle conservation.

Furthermore, the maintenance of hatcheries also benefits longterm *in situ* conservation because the collection of eggs for hatcheries is conducted primarily by people who formerly exploited this resource, but who now have been provided with an economic alternative. Today 30% of the nests protected by TAMAR in all of Brazil must be relocated, far fewer than the numbers required when the program was first established. The long term goal is for only those nests threatened by tidal inundation or located in areas affected by artificial lighting to be relocated to hatcheries or to appropriate areas of the beach.

Acknowledgments

Special thanks to all the members of the TAMAR team, past and present. Also, thanks to Cassiano Monteiro Neto for his help with the writing and statistical analysis. We are grateful for the editorial advice of Anders Rhodin and Peter Pritchard, the constructive comments of N. Mrosovsky and Jack Frazier, and the help of Matthew Godfrey in reaching the final form of the manuscript.

LITERATURE CITED

BLANCK, C.E., AND SAWYER, R.H. 1981. Hatchery practices in relation to early embryology of the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta* (Linné). J. Exper. Mar. Biol. Ecol. 49:163-177.

BUSTARD, H.R. 1972. Sea Turtles. Their Natural History and Conservation. London: W. Collins and Sons, 220 pp.

ECKERT, K.L., AND ECKERT, S.A. 1990. Embryo mortality and hatch success in *in situ* and translocated leatherback sea turtle *Dermochelys coriacea* eggs. Biol. Conserv. 53:37-46.

FRAZIER, J. 1993. Una evaluación del manejo de nidos de tortugas marinas en la Península de Yucatán. In: Frazier, J. (Ed.). Memorias del IV Taller Regional sobre Programas de Conservación de Tortugas Marinas de la Peninsula de Yucatan. Universidad Aut6noma de Yucatan, pp. 37-76.

FRETEY, J. 1981. Tortues Marines de Guyane. Paris: Éditions du Léopard d'Or, 136 pp.

GROOMBRIDGE, B. 1982. The IUCN Amphibia-Reptilia Red Data Book. Part I. Testudines, Crocodylia, Rhynchocephalia. Gland, Switzerland: IUCN, 426 pp.

HARTT, C.F. 1870. Thayer Expedition: Scientific Results of a Journey in Brazil by Louis Agassiz and his Travelling Companions. Geology and Physical Geography of Brazil. Boston: Fields, Osgood and Co.

LEBUFF, C.R., JR. 1990. The Loggerhead Turtle in the Eastern Gulf of Mexico. Sanibel, FL: Caretta Research, Inc., 216 pp.

LIMPUS, C.J., BAKER, V., AND MILLER, J.D. 1979. Movement induced mortality of loggerhead eggs. Herpetologica 35:335-338.

MARCOVALDI, M.A.G. DEI, AND MARCOVALDI, G.G. DEI. Submitted. Marine turtles of Brazil I. The history and structure of Projeto TAMAR-IBAMA.

MENEZES, M.F. DE. 1972. As tartarugas marinhas de Brasil. Arq. Ciên. Mar. 12:17-20.

MILLER, J.D., AND LIMPUS, C.J. 1981. Incubation period and sexual differentiation in the green turtle *Cheloniamydas* L. In: Banks, C.B., and Martin, A.A. (Eds.). Proceedings of the Melbourne Herpetological Symposium. Parkville, Australia: Zoological Board of Victoria, pp. 66-73.

MORREALE, S.J., RUIZ, G.J., SPOTILA, J.R., AND STANDORA, E.A. 1982. Temperature dependent sex determination: current practices threaten conservation of sea turtles. Science 216:1245-1247.

MROSOVSKY, N. 1982. Sex ratio bias in hatchling sea turtles from artificially incubated eggs. Biol. Conserv. 23:309-314.

MROSOVSKY, N., AND YNTEMA, C.L. 1980. Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: implications for conservation. Biol. Conserv. 18:271-280.

SÁ, R.S. DE. 1980. Tartarugas marinhas quelônios das costas Brasileiras. Cadernos do Museu de Pesca 1:1-15.

SCHULZ, J.P. 1975. Sea turtles nesting in Surinam. Nederl. Comm. Internatl. Natuurbesch. Meded. 23:1-143.

SOKAL, R.R., AND ROHLF, F.J. 1981. Biometry (2nd ed.). New York: W.H. Freeman and Company.

SWIMMER, J.Y. 1993. Comparisons of *in situ* and relocated loggerhead sea turtle *(Caretta caretta)* nests at Projeto TAMAR, Brazil. M.S. Thesis, University of Michigan, Ann Arbor.

WHITMORE, C.P., AND DUTTON, P.H. 1985. Infertility, embryonic mortality and nest site selection in the leatherback and green sea turtles in Suriname. Biol. Conserv. 34:251-272.

WIED-NEUWIED, M. 1820. Reise nach Brasilien in den Jahren 1815 bis 1817. Frankfurt: H. Bronner, 2 vols.

WYNEKEN, J., BURKE, T.J., SALMON, M., AND PEDERSON, D.K. 1988. Egg failure in natural and relocated sea turtle nests. J. Herp. 22:88-96.

YNTEMA, C.L., AND MROSOVSKY, N. 1980. Sexual differentiation in hatchling loggerheads *(Caretta caretta)* incubated at different controlled temperatures. Herpetologica 36:33-36.

Received: 12 June 1995. *Accepted:* 21 September 1995.

Supplement to the Bulletin of the Ecological Society of America

***Volume** 77, No 3, July 1996*

Part Two:

ABSTRACTS

Ecological Society of America

1996 Annual Combined Meeting

"***Ecologists/Biologists** as Problem Solvers"*

PARTICIPATING SOCIETIES

American Society of **Naturalists,** Association for Tropical Biology

Society for Conservation Biology

International Society for Ecological Modeling-North American Chapter

Ecological Society of America

Rhode Island Convention Center

Providence, Rhode Island

10-14 August 1996

Cover Design: Potential natural (Supplement to ESA **Bull.** 763, Part One) and current (ESA Bull. 763, Part Two) vegetation for Northeastern United States. Potential vegetation map based on **10-km gridded Küchler** (1964) U. S. map from **NOAA/EPA Global** Ecosystems Database Version 1.0, **Disk** B (National Geophysical Data Center, Boulder, CO, *In* press). KOchter vegetation classes were aggregated to those used In the **Vegetation/Ecosystem** Modeling and Analysis Project **(VEMAP;** VEMAP Members, 1995, Global **Biogeochem.** Cycles, **9:407-437; Kittel** et **al.,** J. **Biogeography,** v. 22. In press; World **Wide** Web URL: **http://www.cgd.ucar.edu:80/vemap/).** Current land map Is based on the EROS Data Center land cover **dataset (Loveland** et al. 1990), reclassified to VEMAP vegetation classes **(Kittel** and **Ojima, pers. comm.).** Figure prepared by Hank **Fisher,** National Center for Atmospheric Research; thanks also to Brian **Newkirk.** Vegetation types are: Boreal **(Subalpine)** Coniferous Forest (Dark Green); Cool Temperate Mixed Forest (Green); Warm **Temperate/Subtropical** Mixed Forest (Yellow); Temperate Deciduous Forest (Orange); Northern Hardwood Forest & Northern (Light Green Pattern); Temperate Deciduous Forest & Corn Belt **(Pink);** Temperate Deciduous Forest & **Southern** Corn and Mixed Crop (Maroon); Warm **Temperate/Subtropical** Mixed Forest & **Southern** Corn and Mixed Crops (Purple).

NAIMAN, ROBERT J.. JOHN J. **MAGNUSON,** and PENELOPE L. FIRTH. Center for **Streamside** Studies, University of **Washington,** Seattle, WA **98195,** USA; Center for Limnology, University of Wisconsin, **Madison, WI** 53706, USA; and National Science Foundation, Arlington, VA 22230, USA. Integrating cultural, economic, and **environmental** requirements for fresh water.

Fresh water is a **strategic** resource that structures natural and cultural landscapes and determines regional economies and demographic patterns. With the unprecedented increase in human populations, water consumption has doubled since 1940 and is likely to double again within the next 20 years with concomitant Impacts on **groundwaters,** wetlands, streams, lakes, and rivers. Understanding the abilities and limits of freshwater ecosystems to respond to human-generated pressures has become a central issue for societal stability and ecological vitality. **"How** to protect environmental and human **needs"** is an issue that scientists and decision makers must address jointly; it is a critical national, continental, and global priority. The complexity of **tha** issue and its resolution exceeds the capacity of any single institution to encompass. Our Introduction provides an overview of how fresh water will influence human and environmental characteristics over the next two decades. We examine the complexity of the issue from environmental and social perspectives, provide regional-scale examples where integrated approaches are being tested, and address innovative approaches and technologies used in this integration.

NAKAMURA, ROBERT R. and CARLOS ROBLES. California State **University,** Los Angeles, CA **90032-8201,** USA. Using Urban Environmental Issues to Motivate Interdisciplinary Science Studies.

Environmental science progresses through the work of teams from many disciplines. We motivate urban students from under-represented groups to develop multidisciplinary perspectives in research by focusing on local environmental issues that affect their lives. For example, undergraduates studied a disastrous incidence of **DDT** pollution off the coast of Los Angeles. In an environmental biology class they collected fish samples from contaminated and **uncontaminated** sites; any lesions on the fish were recorded. In a chemistry class students measured the concentrations of DOT in the fish tissues. A biometrics class used the data to compare fish from the different sites. Thus, students conducted research in biological oceanography, organic chemistry, statistics and social policy as they proceeded through the curriculum. Subsequently, students expressed greater confidence in their knowledge of ocean pollution and greater interest in environmental science careers. Other **student** exercises examined seasonal changes in ozone levels and clover growth, and links between urbanization and the fate of black walnut populations. A home page disseminates over the Web course modules and the results of student research.

NANTEL, PATRICK and D. GAGNON. **Universite** du Quebec a Montreal, C.P. 8888, **succ. Centre-Ville,** Montreal, Quebec, CANADA, H3C 3P8. Evidence of greater variability in the population dynamics of peripheral plant populations.

Local populations of plant species at the edge of their distribution range are hypothesized to be more susceptible to extinction. Greater variability in demographic parameters should be observed in **peripheral populations,** leading to higher minimum viable population (MVP) sizes and increased extinction probabilities. These hypotheses were tested in a study of 2 northern peripheral and 2 non-peripheral populations (total of 4 **pops.** each sp.) of the woodland sunflower **(Helianthus divaricatus)** and the fragrant sumac (Rhus **aromatica).** Both of these **clonal** species usually occur in openings created by fire. Study areas were in south-western Quebec (Mean Annual T.: **5.2°C)** and in southern Ontario (M.A.T.: 8.0°C). Two transition matrices (3 years of study) were obtained for each population **(200-300 ramets** each). Results for both species show similar population growth rates (LAMBDA) but greater temporal and spatial variability in LAMBDA and demographic parameters, as well as considerably larger MVP sizes in the peripheral populations. All of these factors create higher extinction probabilities for the peripheral populations. As a result, both species studied occur in fewer populations, or become rare, at the periphery of their range.

NARO, EUGENIA F. **S. ,** N. **MROSOVSKY** and M. A. MARCOVALDI. Yale University, New Haven, CT 06520, USA, University of Toronto, Toronto, ON. M5S **1A1,** CANADA, **Projeto** TAMAR, BA, 40.210-970, BRAZIL. Thermal Profiles of Marine Turtle Hatcheries and Nesting Areas at Praia do Forte, Brazil.

Sand temperatures at sea turtle nest depth were taken In both **open-air** hatcheries and natural nesting areas at Praia do Forte, Bahia, Brazil. The aim of this study was to determine if incubating turtle eggs in hatcheries was likely to affect the local population's sex ratio. Incubation temperatures have been found to influence percentages of males and females in marine turtles and in many other reptiles known to have temperature-dependent sex determination **(TSD).** The mean sand temperatures at 30 and 60 cm. depths in the hatcheries were not significantly different from those in natural areas with similar characteristics over the five-month study period. The slightly higher ranges in temperature in one of the hatcheries that was irrigated were unlikely to have had major effects on sex ratio. Nest transferal off the beach into open-air hatcheries at Praia do Forte probably had very minor effects on the sex ratios of the hatchlings.

PROTEÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO LITORAL DE SERGIPE NA ESTAÇÃO REPRODUTIVA 1994/1995

Margareth H. W. K. de Buzin*
Marcelo Panhoca

*Bacharel em Ciências Biológicas e estagiário do Projeto TAMAR/IBAMA no período de 1994/1995.

**Acadêmico de Ciências Biológicas da universidade São Camilo - São Paulo. Estagiário do projeto TAMAR/IBAMA no período de 1994/1995

Os registros fósseis de tartarugas datam de 150 milhões de anos. A sua evolução molecular e filogênese é acessível pela pesquisa da seqüência dos nucleotídeos do DNA mitocondrial. Numerosos grupos de extintos tetrápodes tem sido citados como possíveis ancestrais. Segundo Reiz (1991), há a hipótese do grupo irmão das tartarugas serem os procolofonídeos.

De hábitos migratórios, utilizam-se de áreas de alimentação geralmente afastadas das áreas reprodutivas.
O acasalamento ocorre no trajeto para estas áreas e há indicações de ser usual a inseminação múltipla de única fêmea. Durante a estação reprodutiva (período de 6 meses), as fêmeas desovam de duas a cinco vezes, comportamento considerado resposta adaptativa a predação.

Os machos são reconhecíveis pelas unhas e cauda longas e pelo plastrão côncavo que possibilita a copulação ventro-dorsal. O dimorfismo sexual em neonatos e juvenis não é evidente, sendo possível à diferenciação pela dissecação e exames histológicos.

Após período de incubação de 50 a 70 dias, variável de acordo com população e latitude da praia, os filhotes emergem preferencialmente à noite. Um dos aspectos que diferenciam o sexo é a temperatura do ninho, ocorrendo essa determinação, aparentemente, na primeira metade do processo de incubação.

A menor tartaruga marinha é a espécie *Lepidochelys olivacea,* com carapaça de comprimento médio de 73,2cm de largura média de 71,64cm. Está distribuída nas costas tropicais dos oceanos Índico, Pacífico e Atlântico. São registrados fenômenos de desovas em massa na Índia, Costa Rica e México. Fatores externos como condições climáticas e fases da lua parecem influenciar neste fenômeno e ferormônios podem ser determinantes na arribadas, o sucesso na reprodução está garantido pelo grande número de neonatos que chegam ao mar. O estado de Sergipe é maior sítio de desovas desta espécie do oceano Atlântico Sul.

A espécie *Caretta caretta* apresenta carapaça com comprimento médio de cerca de 103,37 cm e largura média de 94,56 cm. esta espécie está amplamente distribuída na costa tropical e subtropical do Pacífico, Índico e Atlântico, sendo encontrada em águas protegidas e de pouca profundidade.
Primariamente carnívora, apresenta dificuldade na distinção de materiais plásticos e alimento natural. É a única espécie que desova com sucesso fora dos trópicos, em verões superiores a 20°C. São descritas duas subespécies, com base na morfologia e distribuição geográfica, mas a maioria dos autores considera *C. caretta* uma única espécie polimórfica.

Sabendo-se que o litoral brasileiro é a área de ocorrência de cinco das oito espécies de tartarugas marinhas existentes no mundo, todas ameaçadas de extinção, foi criado em 1980, pelo extinto IBDF, o projeto Tartaruga Marinha (Tamar), atualmente vinculado ao Ministério do meio ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Nas áreas onde se observaram maior intensidade de desova, foram bases de manejo.

Este trabalho apresenta os resultados obtidos pelo monitoramento de desovas de tartarugas marinhas das espécies *L. olivacea* e *C. caretta* ocorrentes nas praias de Abaís, Saco e Caueira, litoral sul do estado de Sergipe, área de uma das bases do projeto no período de setembro de 1994 a março de 1995. São também comentados os registros de mortandade de tartarugas na região. Embora existam registros de ocorrência das espécies *Chelonia mydas* e *Eretmochelys imbricata* nesta base, não são significativas e por isto não serão incluídas neste estudo. O presente trabalho pretende contribuir para o conhecimento biológico e manejo das espécies em questão. Também, de forma mais ampla, pretende-se contribuir com informações que permitam ampliar espectros dos futuros estudos desta área do conhecimento.

Área de Estudo

O presente estudo foi realizado na base de Abaís (11°16'53. ".S; 37°15'24".W), do projeto Tamar. Esta base compreende as praias de Abaís Saco e Caueira, litoral Sul do estado de Sergipe. Nesta área registra-se intensa atividade reprodutiva das espécies *L. olivacea* (Eschscholtz, 1829) e *C. caretta*(Linnaeus, 1758) (Cheloniidae), conforme Marcvaldi e Marcovaldi, 1982. Ambas as espécies que representam animais da fauna brasileira ameaçados de extinção e protegidas por legislação específica.

A base limita-se ao norte pela foz do rio Vasa Barris e ao sul pela foz do rio Real, num total de 36km de extensão. O local é considerado Área de proteção ambiental Estadual e, em suas praias é proibida a instalação de iluminação artificial interferente no ciclo biológico das tartarugas marinhas por apresentar características ambientais sujeitas à alteração devido ações antrópicas e por ser importante sítio de desovas desta espécie. A localidade tem sido estudada desde 1985 e, em 1989 foi implantada ali uma base.

Metodologia de Campo

As coletas de campo foram realizadas durante os meses de outubro de 1994 a março de 1995, seguindo a metodologia nacional do projeto Tartaruga Marinha. O período corresponde à estação reprodutiva de tartarugas na área. Os dados coletados referem-se ao acompanhamento de uma estação reprodutiva nas praias citadas.

Foram selecionadas 30 km de praias para o desenvolvimento do trabalho de manejo de posturas das tartarugas marinhas. Esta área foi subdividida em trechos de 5 km, percorridos diariamente por equipes de pescadores responsáveis pela coleta das desovas de tartarugas. Na base Abaís, optou-se pela transferência de desovas das praias patrulhadas para o cercado de incubação localizado no km 18. Este foi construído na região de supra litoral tendo área cercada de tamanho de 8 m de comprimento e 8 m de largura, exposto às condições climáticas locais.

A identificação do local de subida da fêmea para desovar foi feita seguido rastro do animal na areia e, com o auxílio de um bastão de ponta afilada, foi feita a localização do centro do ninho.

Durante as atividades de campo, foram coletados, oportunamente, os animais

encontrados mortos para identificação de espécie, sexo, avaliação do estágio de vida e do oviduto, no caso das fêmeas em condições de se avaliar, além da tomada de dados biométricos.

Metodologia de Manejo

Os ovos coletados foram transferidos para uma caixa de isopor de 12 litros intercalados com areia e levados até a sede da base. O tempo de transferência do local de postura original do cercado de incubação recebeu classificação de A (de 0 a 6 horas), B (de 6 a 12 horas), C (de 12 a 24 horas), D (mais de 24 horas) e (mais de 15 dias) após a postura. Na base Abaís, o tempo B foi o predominante nas transferências (cerca de 97% do total de desovas protegidas).

No cercado de incubação foram confeccionadas câmaras artificiais de 50cm de profundidade onde foram colocados os ovos transferidos, após a contagem e o preenchimento de dados no caderno de campo. Cada recebeu numeração e tela protetora circular com 40cm de diâmetro e 30cm de altura, a fim de reter os filhotes após a eclosão. Ocorrido o nascimento dos jovens, efetuou-se a contagem e a identificação da espécie antes da soltura destes no mar. Os ninhos possíveis de eclosão receberam monitoramento durante todas as noites para que os filhotes não permanecessem na tela.

Metodologia de Análise

Os ninhos foram abertos no dia imediatamente posterior à emergência de no máximo 50% dos filhotes para liberação de animais retidos com vida e contabilização do material perdido. O material foi classificado em ovos gorados (sem indício de desenvolvimento embrionário a olho nu), natimortos (filhotes que rompem parcial ou totalmente a casca, mas que morrem no processo) e embriões. Estes foram analisados macroscopicamente segundo critério comparativo entre seu tamanho e o do saco vitelíneo. Considerou-se embriões pequenos os pontos de sangue ou embriões bem menores que o saco vitelíneo; embriões médios, os de tamanho aproximado ao vitelo; e embriões grandes os de tamanho superior ao saco vitelíneo.

Obteve-se dos animais mortos coletados o comprimento curvilíneo (distância entre a margem anterior e posterior externa) e largura curvilínea da carapaça. Considerou-se como margem posterior externa o ponto médio do segmento de reta que une as placas supracaudais. Animais que não se encontravam em estado de decomposição avançada foram autopsiados. As necropsias foram realizadas por meio de incisão na superfície ventral da tartaruga, dando acesso à cavidade interna. Procurou-se avaliar as condições externas dos cadáveres para a constatação de lesões corporais e estado nutricional aparente.

Os dados dos ninhos coletados foram submetidos análises estatísticas para avaliação dos resultados do trabalho desenvolvimento no período.

Resultados

Foram transferidos, para o cercado de incubação, os totais de 143 ninhos de tartarugas marinhos, sendo 73 da espécie *L. olivacea* e 70 da espécie *C. caretta.* O tamanho médio da ninhada para cada espécie foi calculado em 103,45 +-25,86 e 137,07 +-23,27 respectivamente, o que revela um tamanho maior para *C. caretta.* O sucesso reprodutivo foi avaliado quanto ao número de jovens em relação ao número de ovos,

obtendo-se 86,6% para espécie *L. olivacea e* 82,5% para *C.caretta.* Verificar os registros que estão sintetizados na tabela 1.

TABELA 1- FILHOTES EMERGIDOS, TEMPO DE INCUBAÇÃO E PERCENTAGEM DE ECLOSÃO DE NINHOS TRANSFERIDOS DAS ESPÉCIES *C. caretta* e *L. olivacea* DE SETEMBRO/1994 A MARÇO/1995 NA BASE ABAÍS/SE.

Espécie de ovos	Número de Filhotes	Número	Taxa de Eclosão (%)	Taxa de Incubação (dias)
LO	7809	6767	86,6	52,5.1,78
CC	9595	7946	82,5	53,1.1,97

CC(*C. caretta),* LO (*L. olivacea)*

No período foram predadas 19 desovas, todas por ações antrópicas, representando um percentual de 11,73% do total de ninhos protegidos. As espécies *L. olivacea* e *C. caretta* tiveram maior atividade de postura no trimestre de outubro a dezembro. O mês de novembro representou o pico de desovas para estas espécies.

A mortalidade na espécie *L. olivacea* distribuiu-se nas classes ovos gorados (67,56%) natimortos (23,80%) e embriões (8,64%). Para *C. caretta*, a distribuição foi de 66,16% para ovos gorados, 21,71% para natimortos e 12,12% para embriões. Apresenta-se, a seguir, a distribuição das categorias ovos gorados e natimortos nos ninhos manejados.

TABELA 2- DADOS DA MORTALIDADE OBTIDOS DE NINHOS TRANSFERIDOS DAS ESPÉCIES *C.caretta* e *L. olivacea* DE SET./1994 A MAR./1995, BASE ABAÍS/SE

Espécie	Gorado	Nat.	EMB. 1	EMB.2	EMB3
LO	704	248	20	16	54
CC	1091	358	102	23	75

CC (*C.caretta)*; EMB1 (embriões pequenos); EMB.2 (embriões médios); EMB3 (embriões grandes), LO (*L. olivacea),*NAT. (natimortos)

Foram coletadas 17 tartarugas mortas submetidas à autópsia, permitindo observar indivíduos em bom estado nutricional, que apresentaram lesões escoriativas de superfície no pescoço enas nadadeiras. O espécime *C. caretta* continha no oviduto 119 ovos em fase de postura e 390 ovos em formação de cerca de 3 cm de diâmetro, indicando seu estágio de atividade reprodutiva.

TABELA 3. DADOS OBTIDOS DAS AUTÓPSIAS EM FÊMEAS DAS ESPÉCIES *C.caretta* e *L. olivacea* NA BASE ABAÍS, TEMPORADA 1994/1995

Espécie	Comp. casco (CM)	Larg. casco (CM)
CC	99,5	87
LO	63,5	67
LO	65,5	68

CC(*C. caretta);* LO (*L. olivacea)*

Analisaram-se 14 tartarugas em diversos estágios de decomposição impossibilitando a identificação sexual de parte das amostras. Com exceção de um exemplar de *Eretmochelys imbricata*, todos os indivíduos estavam em fase adulta. Apresentam-se as médias das medidas de comprimento das carapaças encontradas.

TABELA 4 - DADOS OBTIDOS DE ÓBITOS DE TARTARUGAS MARINHAS REGISTRADOS NA BASE ABAÍS - TEMPORA 1994/1995.

SP/Sexo	Nº Amostras	Comp. Casco(CM)	Larg. Casco (CM)
LO/F	5	66,2	67,2
LO/M	1	69,5	69,0
LO/I	5	61,3	62,6
CM/F	2	94	84,2
EI/I	1	10	9,5

CM (*Chelonia mydas);* EI(*E. imbricata);* F(fêmea); LO(*L.olivacea);* M(macho); I(sex. indet.)

Avaliaram-se os ninhos de tartarugas (variáveis número de ovos, vivos, natimortos, gorados, tempo de incubação e eclosão) em relação aos efeitos da espécie, praia espécie x praia. As interações significativas indicam que o comportament da variável é dependente do efeito.

TABELA 5 - VALORES OBTIDOS NA ANÁLISE DE VARIÂNCIA BIFATORIAL "TWO-WAY ANOVA" NAS ESPÉCIES *C. caretta L. olivacea,* de OUT/94 a MAR./95.

Váriavel	Espécie	Praia	EspécieXPraia
Ovos	36,83**	0,81NS	0,331NS
Vivos	7,56**	1,93NS	0,99NS
Nat.	1,00NS	0,62NS	1,52NS
Gor.	7,96**	1,52NS	1,17NS
T.Inc.	2,58NS	0,37NS	0,38NS
Eclos.	4,86*	1,54NS	1,067NS

* -P < 0,05
** -P< 0,01

NS - Não Significativo a 5%

Discussões

Conforme a tabela 2, a mortalidade dos ninhos transferidos para espécie *L. olivacea* e *C. caretta* foi representada principalmente pelas classes ovos e natimortos. Não foi significativa, para análise os embriões. As figuras 1 e 2 indicam que os natimortos apresentam maior incidência em ninhos de grande número de ovos. sugere-se uma possível relação com o manejo de confecção câmaras artificiais (disposição de ovos x tamanho do ninho x diâmetro da abertura da câmara). É necessária a investigação futura da mortalidade nos ninhos naturais e manejados para a avaliação da interferência do manejo nas populações naturais.

A tabela 5 demonstra que houve significância para o efeito espécie, indicando que *L. olivacea* e *C. caretta*são distintas quanto a média de ovos dos ninhos, vivos emergentes, gorados e no percentual de eclosão. As áreas de desova não demonstraram interferência nas variáveis observadas, bem como a interação das espécies com as áreas, apesar de alguns autores defenderem esta relação. Isto se deve ao fato de que a taxa de eclosão e proporção de perdas são influenciadas por fatores como granulometria da areia, temperatura e umidade. a manipulação de ninhos provocará mais influências, pois dependerá do local para onde forem transferidos.

O declínio populacional de tartarugas marinhas é um dos maiores problemas em sua conservação. A coleta de ovos, a desorientação de neonatos devido à iluminação artificial existente na orla marinha e a ocupação humana das áreas de desova são os principais fatores deste declínio. A morte acidental em decorrência da atividade pesqueira de outras espécies, no local, é importante causa da mortandade de indivíduos adultos e sub-adultos. Foi possível estabelecer a relação entre a atividade de barcos camaroneiros com a utilização de redes de espera e os óbitos de tartarugas registrados na base Abaís, neste período reprodutivo. Este fato demonstrou ser importante a manutenção da integridade dos habitat marinhos e terrestres para a viabilidade do ciclo biológico de tartarugas marinhas na área, uma vez que qualquer atividade pesqueira interferirá no sucesso da chegada do animal à praia, agravando-se quanto mais próxima ela estiver.

A estratégia de se concentrar desovas num cercado de incubação facilita a proteção e diminui, consideravelmente, o número de predações espontâneas, aumentando assim a expectativa de nascimentos. Contudo, a mortalidade de indivíduos em desenvolvimento ou na fase adulta pode estar exercendo influência no sucesso reprodutivo das tartarugas. É sugestionável um estudo para a avaliação do gerenciamento da área, com objetivo de se observar se o manejo aplicado nos anos de existência do projeto esta aumentando o estoque reprodutivo das espécies.

Agradecimentos : à Fundação Pró-Tamar; ao Ibama; às orientadoras Jaqueline C. de Castilhos, Maria Nazaré Stevaux; a Petrobrás.

Notas

BOWEN, B.W ., NELSO,W.S., AVISE, J.C. A molecular phylogeneny for marine turtles :trait mapping, rate assesment and conservation relevance. Proc Nate. Acad.

Sc., [s.e.]v.90,jun.1993.p 5574-5577.
REIZ, R.R., LAURIN, M. Owenetta and the origin of turtles. **Nature**, [s.l.].v 349,24 jan.1991.
LIMPUS,C.J., FLEAY, A. Management and turtles. Apud. BAKER, J. T.*et al.* Procedings: **Inaugural great Barries Reef Conference.** Townsville: JCV Press, 1983. p.535-540.
DODD JUNIOR, K.C. **Synopsis of biological data on the loggerhead sea turtle** *C. Caretta.* Washington D.C: FAO, may 1988.
MARQUEZ,M.R. Sea turtles of the World. **FAD Fisheries Synopsis,** Roma, v. 11n. 125, 1990, 81 p.
REICHART, H.A. **Synopsis of biological data on the Olive ridley sea turtle** *Lepidochelys olivacea* **in the western Atlantic.** NOAA Techical Memorandum n. 336, [s.l.], dez. 1993.
PRITCHARD, P.C.H. ENCYCLOPEDIA –of turtles. USA [s.l]:TFH, 1979.
REICHART, H.A., op.cit.
CASTILHOS, J.C.de, SANA, D.A. **Relatório dos Trabalhos de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas da Base do Abaís (SE)** Temporada 1990-1991. Pirambu, 1991 (circulação interna)
PRITHCHARD, P.C.H., op.cit.
CORNELIUS, S.E. **The sea turtles of Santa Rosa National Park.** Costa Rica: Fundación de Parques Nacinales, [ca 198-].
HIRTH, H.F. Some aspects of the nesting behavior and reproductive bology of sea turtles. **USA American Zoology**, [s.l.] n. 20, p.507-523,1980.
CASTILHOS, J.C. de, SANA, D.A. op. cit.
FRAZIER, J.**Las Tortugas marinas en el Atlântico Sur Occidental.** Buenos Aires: Associación Herpetológica Argentina, 1984. (Série Divulgación, n. 2).
STANLEY, K.M., STABENAU, E.K., LANDRY, A. M. **Debris ingestion by sea turtles along Texas coast.** [s.l.] Texas A & M. University, [ca 1990].
MARCOVALDI, M.A.A., MARCOVALDI, G. **Projeto TAMAR:** área de desova, ocorrência e distribuição das espécies, época de reprodução, comportamento de postura e técnicas de conservação das tartarugas marinhas no Brasil. Brasília: MA-IBDF, 1985.46p.
IBAMA. Revista Natureza Viva. Brasília, ano I,n.07, nov.1989.
BRASIL. Lei n. 4.771. – 15 de set. 1965. Institui o novo código florestal. D.O. [**da Republica Federativa do Brasil].** Brasília, 16 set. 1965. Lex – Legislação Federal e Marginalia, vol. XXIX – tomo III de 1965, p. 1434-1440.
BRASIL. Lei n. 5197 – 3, jan. 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. D.O.[**da Republica Federativa do Brasil**], Brasília, 05 jan. 1967. Lex-Legislação Federal e marginária, vol. XXXI, jan/fev. 1967, p. 67-71.
BRASIL. Decreto n 13468-21jan. 1993. Institui a Área de proteção ambiental do litoral sul do estado de Sergipe. D. O.[do Estado de Sergipe]. Aracaju, 21 jan. 1993.
BRASIL. Secretaria do meio Ambiente. Portaria n. 1993 de 28 set. 1990.
TAMAR. **Manual para preenchimento das fichas de campo nas áreas de reprodução.** Bahia: (circulação interna), 1995
TAMAR, op.cit.
WOLKE, R., GEORGE, A. **Sea turtle necropsy manual.** NOAA Techical memorandum n. 24, Marine Pathalogy Laboratory, University of Phôde Island, 1981.

BUZIN, M.H.W.K. de; PANHOCA, M. Proteção de tartarugas marinhas no litoral de Sergipe na estação reprodutiva 1994/1995. **Revista da Universidade Católica de Goiás**, Goiânia, v.23, n.1/2, p.153-160. 1996.

CONSERVACION DE TORTUGAS MARINAS EN AREA DE ALIMENTACION UBATUBA - SAO PAULO BRASIL.

Gomez Gallo Berenice Maria, Sonwed Luciana y Macedo Suami Adscripción: Fundacáo Pró-tamar.

RESUMEN

Creado en 1980, el Proyecto TAMAR - Tortugas Marinas, es coadministrado por el IBAMA y Fundación Pró-Tamar, y visa la conservación y pesquiza de cinco especies de tortugas marinas que habitan en Brasil. El Proyecto cuenta hoy con 22 estaciones de trabajo, monitoreando más de 1 000 km de la costa brasileña y tres islas oceánicas. Después de 10 años de trabajo en estas áreas, se inició una nueva etapa con la protección y pesquiza de animales juveniles en áreas de alimentación.

Ubatuba, donde fué implantada la prímera base en área de aümentación, es una municipaiidad con 40,000 habitantes y está iocalizada en el litoral Norte del Estado de Sào Paulo, región sudeste del Brasil. Tiene más de 70 playas, muchas de ellas ocupadas por comunidades tradicionales que tienen la pesca como una de sus principales actividádes.

Son varios equipos usados en la pesca y que capturan, accidentalmente a las Tortugas Marínas, síendo la mayor parte juveniles de Chelonia mydas.

Los trabajos de campo son realizados a lo largo de todo el año, con el fin de concientizar estas comunidades en cuanto al "status" de estos animales, buscando la participación efectiva de niños, pescadores y habìtantes en general para la marcación y salvamento de estas Tortugas capturadas.

Como estructura de apoyo, el proyecto cuenta con dos centros de visitantes, uno en el Continente y uno en el Parque Estadual de la lsla Anchieta, con diversos recursos audiovisuales y otros, donde se desarroilan actividades de educación ambiental con habitantes locales, (principalmente estudiantes) y más de 1,000 turístas que visitan la región anualmente.

Ya fueron marcadas más de 1 ,000 juveniles y 14 puntos de pesca son monìtoreados continuamente. Ya fueron encontrados individuos marcados a 650 km. de su punto de origen, de un total de 37 ejemplares recapturados.

GALLO, B.M.G.; BRONDIZIO, L.S.; MACEDO, S. Conservación de Tortugas Marinas en Área de Alimentación, Ubatuba, - SP, Brasil. In: ENCUENTRO INTERUNIVERSITARIO, 13., Y INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACION DE TORTUGAS MARINAS, 3., 1996. Xalapa. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1996.

BRAZILIAN SEA TURTLE PROGRAM – TAMAR/IBAMA: "ECOTOURISM AND EDUCATIONAL PROGRAM – PRAIA DO FORTE, BAHIA-BRAZIL"

Maria Â. Marcovaldi
C.P. 2219 – Rio Vermelho
40210-970 Salvador – Bahia, Brazil

Over the past several years, Projeto Tamar has taken steps to creat a small ecotourism program in order to further environmental education, help local residents and raise money for sea turtle conservation activities. Tamar takes the approch that ecotourism can be a productive conservation venture if the following conditions are met:
1) Ecotourism will provide income and other benefits for the local population;
2) Ecotourism is not promoted in a pristine and undeveloped region, but in an area where tourism development is already well underway;
3) Tamar is not creating a tourism scheme which will grow to unmanageable proportions;
4) The ecotourism propgram provides substantial income for Tamar's conservation activities, and;
5) The ecotourism program has a substantial component of true environmental education.

Tamar's pilot ecotourism program in Praia do Forte in the Northeast of Brazil is made up of two important component: A comprehensive Visitor Center and a turtle watch excursion program called "Turtle by Nigth."

Projeto Tamar's Visitor Center includes holding tanks with turtles of various ages and species, nest incubation sites, a sea turtle museum, and Tamar's own gift shops. The Visitor Center at Projeto Tamar's base in Praia do Forte allows hundreds (sometimes thousands) of visitors to learn about sea-turtles and Tamar's field work each day. The Visitor Center's holding tanks display sea turtles of various ages representing the four species which nest in Bahia: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas*, *Eretmochelys imbricata* and *Lepidochelys olivacea*.

In addition to these display tanks, there are two open-air hatcheries which hold numerous nests which have been transferred from sites on the beach where their security is uncertain or heavy development and beachside lighting does not allow for "in situ" hatching. Hatcheries are managed so that that they closely replicate in situ sites. Because the hatcheries are located within the visitor center, tourists can watch daily as interns transfer nests, collect hatchlings, and open unhatched eggs. Another part of the Projeto Tamar's environmental education process is the periodic release of hatchlings on beaches where a number of tourists can view the release.

The visitor center also includes a small sea turtle museum with instructive photos, charts, and explanations, and even a video about Tamar's work. In 1986, Tamar established its first gift shop. There are now gift shops at a number of Tamar's bases and each provides both income for conservation work and jobs for local residents.

"Turtle by Night" excursions are part of the "Adopt a Sea Turtle" fundraising program. In return for a $50 donation to Tamar (which will be use to pay for the salaries of over 200 fisherman who patrol 1,000 Km of Brazil's nesting beaches), participants receive a certificate and can choose either a t-shirt or an educational field trip with a TAMAR biologist. During the field trip, participants get a guided visit to the Tamar museum and

Visitor Center, then take a jeep ride to a nearby beach to release hatchlings from the hatchery and patrol the beach looking for nesting females. “Turtles by Night” participants come away from their experience with a good deal of knowledgr about the sea turtle and a desire to spread the word about the protection of the species and its environment.

MARCOVALDI, M.Â. Brazilian sea turtle program – TAMAR-IBAMA: “Ecotourism and educational program – Praia do Forte, Bahia, Brazil”. In: ANNUL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 15., 1995. Hilton Head. **Proceedings...**, Miami: U.S. Department of Commerce, 1996, p.187-188. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC 387.

ACOMPANHAMENTO DAS DESOVAS DE TARTAUGAS MARINHAS NA TEMPORADA REPRODUTIVA 1995/1996, NO PROJETO TAMAR/IBAMA, EM POVOAÇÃO, ES. BRASIL. (Monotoring the sea turtle's clutches during the nesting season from 1995-1996 in the Tamar Ibama Projact in Povoação, ES. Brazil). Lima, A.M., **Rieth, D.B**. e Silva, R.P. Projeto Tamar Ibama e CPG Ecologia UFRGS

O PROJETO TAMAR/IBAMA, programa de manejo, proteção e pesquisa das tartarugas marinhas, foi criado em 1980, visando restabelecer o ciclo reprodutivo destes animais.
Devido ao hábito de abater as fêmeas e coletar seus ovos e ainda a ocupação irregular de nidificação foram fatores determinantes para que as tartarugas marinhas fossem praticamente dizimadas.
A base de Povoação monitora 43 km de praia, desde a foz do rio Doce (19°40'S 39'48W) até a praia do Degredo (19° 22'S 39' 42W).
O monitoramento iniciou-se dia 29 de agosto de 1995 e foram realizadas saídas todas as noites com o objetivo de efetuar a marcação e biometria das fêmeas, localização e marcação das desovas em seu local natural (***in situ***) ou a transferência das desovas para cercados de incubação, quando havia risco de predação ou erosão.
Registrou-se 249 desovas, sendo 234 da espécie ***Caretta caretta***, 11 de ***Dermochelys coriacea***, e 3 da espécie ***Lepidochelys olivacea*** e01 de espécie não identificada.
Foram protegidos um total de: 28.257 ovos e liberados: 19.840 filhotes.
Realizou-se a marcação de 24 fêmeas de outros locais e outras temporadas.
Constatou-se a predominância de desovas da espécie ***Caretta caretta***, seguida da ***Dermochelys coriacea*** e desovas esporádicas da espécie ***Lepidochelys olivacea***.
O período de desova estende-se de meados de agosto até fevereiro, tendo como pico de desova os meses de novembro e dezembro.
Confirmamos um percentual de eclosão maior nos ninhos ***in situ***, justificando a importância de mantermos o maior número possível de ninhos em seu local natural.

RIETH, D.B.;LIMA, A.M.; SILVA,R.P. Acompanhamento das desovas de tartarugas marinhas na temporada reprodutiva 1995/1996, no Projeto TAMAR-IBAMA, em Povoação, ES, Brasil. In: CONGRESSO LATINO-AMERICANO DE HERPETOLOGIA, 4., 1996. Santiago. **Libro de resumenes...**, [S.l.:s.n.], 1996. p.150.

AVALIAÇÃO E DOCUMENTAÇÃO DO IMPACTO DO PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL DO PROJETO TAMAR/IBAMA JUNTO ÀS COMUNIDADES COSTEIRAS DE SERGIPE

Dayse Aparecida Rocha Alves (Fundação PRÒ-TAMAR SE/AL) e Jaqueline Comin de Castilhos (Fundação PRÓ-TAMAR SE/AL)

Desde 1982 o Projeto Tartaruga Marinha desenvolve atividades de educação ambiental em comunidades costeiras próximas as áreas de reprodução e alimentação destes répteis. Ao longo dos anos, as atividades desenvolvidas pela coordenação TAMAR SE/AL assumiram novas e maiores proporções devido a importância que estas representam ao trabalho de conservação e preservação das tartarugas. A avaliação do trabalho contribuirá com informações para aperfeiçoar o projeto de educação ambiental em andamento. Foram aplicadas 500 avaliações, representando 20% da população das comunidades onde atua o TAMAR. As entrevistas foram aplicadas de forma aleatória a fim de se obter uma amostra significativa, levando-se em conta aspectos como: idade, sexo, profissão, nível de escolaridade. Foram realizadas observações para avaliar o número de interessados nas atividades não formais e avaliados os depoimentos. 87,5% dos professores afirmaram que com o trabalho de parceria TAMAR/escola aprenderam e trocaram novas idéias ; "... incentiva mais o professor, que participa e adquire mais experiência ..." (24 anos, diretora das escolas municipais de Pirambu/SE). As aulas de bordado e artesanato reuniram alunos (a)s de 8 a 25 anos totalizando 150 alunos, destes, 100% afirmam adorar as aulas e têm aprovação dos pais (100% dos pais acham este curso proveitoso). Decidiram entrar no curso porque acham uma técnica bonita e talentosa (50%) e porque gostam de aprender coisas novas(50%) ... "...admiro muito a idéia do Projeto de apoiar este trabalho de bordado ... sei que é uma coisa trabalhosa e quase ninguém da valor ..." – esposo de Lindinalva (professora de bordado redendê), 58 anos. Os cursos de capoeiras, dança regional, pesca, comidas típicas e teatro, reuniram em média de 50 alunos por curso e 100% destes identificam o TAMAR OU GOVERNO como apoiadores destas aulas e reconhecem que o trabalho que o TAMAR vem desenvolvendo é sério e objetiva a proteção das tartarugas .60% das pessoas lembram das atividades não formais com detalhes, confirmando que quando bem executadas, atingem satisfatoriamente os objetivos e ainda complementam as atividades formais. Hoje, a maioria das pessoas compreende que um dos objetivos do trabalho de educação ambiental, além de sensibilizar a população sobre a importância da preservação das tartarugas marinhas, é o de resgatar e valorizar a arte e cultura local. (Fundação PRÒ-TAMAR).

ALVES, D.A.R.; CASTILHOS, J.C. de. Avaliação e documentação do impacto do programa de educação ambiental do Projeto TAMAR/IBAMA junto às comunidades costeiras de Sergipe. In: REUNIÃO ESPECIAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 3., 1996. Florianópolis. **Anais...**, [S.l.:s.n.], 1996, p.316.

TEMPORADA REPRODUTIVA DE *CHELONIA MYDAS* NO ATOL DAS ROCAS

Alice Grossman[1]; Taisi Maria Sanches[1] & Claudio Bellini[2]
Projeto TAMAR/IBAMA, Fernando de Noronha, PE.

As tartarugas marinhas possuem uma área de reprodução limitadas pelos trópicos, chamada "Cinturão Reprodutivo". No Brasil a espécie ***Chelonia mydas*** desova nas praias arenosas das ilhas oceânicas. O Atol das Rocas está localizado a 144 milhas náuticas da costa do Rio Grande do Norte, sua formação segue a gênese dos recifes de coral localizados em mares tropicais. Esta ilha representa um importante sítio reprodutivo de tartarugas marinhas no atlântico Sul e possui uma das maiores populações de ***Chelonia mydas*** no Brasil. Há 15 anos o Projeto TAMAR/IBAMA desenvolve atividades de proteção e pesquisa das tartarugas marinhas na costa brasileira. Esse trabalho foi realizado com dados obtidos durante a temporada reprodutiva de ***Chelonia mydas*** no per[iodo de dezembro/1993 a junho/1994. Durante este intervalo coletamos dados biométricos das fêmeas matrizes, observando seu comportamento de desova. Dados de incubação e viabilidade dos ovos também foram analisados, além do trabalho de marcação.

Órgãos Financiadores: 1. Fundação Pró-TAMAR; 2. Projeto TAMAR/IBAMA

GROSSMAN, A.; SANCHES, T.M.; BELLINI, C. Temporada reprodutiva de ***Chelonia mydas*** no Atol das Rocas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 21., 1996. Porto Alegre. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1996, p 190. ref.891.

889 TARTARUGAS MARINHAS I: PROTEÇÃO E CONSERVAÇÃO NO LITORAL NORTE DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO

Eron Paes e Lima; Ricardo Barra Penteado; Adriana Dorcina Nunes Penteado & Luís Fernando Angeloni
TAMAR/IBAMA, C.P. 122.901 - São João da Barra / RJ - 28.200-970

O Projeto Tartaruga Marinha (TAMAR / IBAMA) foi criado em 1980 com o objetivo de avaliar a situação destes quelônios no litoral brasileiro. Após um minucioso levantamento foram detectadas as principais áreas de desovas, locais estes onde estão implantadas as bases do TAMAR / IBAMA. Após 15 anos, o TAMAR / IBAMA começou a expandir suas atividades para outras áreas consideradas também importantes para a conservação das tartarugas marinhas do Brasil. Assim, implantou-se apartir de 1992 trabalhos preliminares na região norte do estado do Rio de Janeiro, mais precisamente em Atafona, município de São João da Barra, objetivando determinar a real situação das tartarugas marinhas naquela região. Nestes 3 anos de atuação, o TAMAR / IBAMA protegeu 370 desovas, num total de 39.887 ovos, que geraram 27.419 filhotes de tartaruga marinha da espécie *Caretta caretta*, única espécie encontrada até o momento desovando na região. O período de desova está compreendido entre os meses de outubro e fevereiro, sendo o seu pico nos meses de novembro e dezembro. A taxa média de eclosão foi de 68,7% e o tempo médio de incubação foi de 54 dias. Para um melhor desempenho das atividades e melhor entrosamento com a comunidade, contratou-se mão de obra local para auxiliar nos trabalhos de campo, além de todo um programa de educação ambiental voltado para a população litorânea, através de cartazes, exibição de videos, participação em festas e etc. Graças as técnicas adotadas pelo TAMAR / IBAMA os trabalhos em ATAFONA estão sendo coroados com êxito total, a exemplo das demais bases.
Convênio TAMAR / IBAMA e Petrobrás S.A.

895 RESULTADOS DO ESTUDO DE SETE TEMPORADAS DE DESOVA DAS TARTARUGAS MARINHAS NA PRAIA DQ FORTE, BAHIA, BRASIL, COM IMPLICAÇÕES PARA CONSERVAÇÃO E MANEJO

Maria Ângela Guagni del Marcovaldi & Adriana Feres D'Amato
Projeto TAMAR IBAMA, Caixa Postal 2219, CEP 40.210 870, Salvador,BA - Fone (071) 876-1045 Fax (071) 876-1067

Quatro espécies de tartarugas marinhas ocorrem na Praia do Forte, Bahia: *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e *Cheloniamydas*. Este trabalho é um sumário das informações obtidas pelo Projeto TAMAR-IBAMA durante o período de 1987 a 1993 referente a abundância relativa e tamanho das fâmeas, distribuição sazonal e espacial de ninhos, sucesso de eclosão, tempo de incubação e número de ovos por ninhada. A base do TAMAR na Praia do Forte protege 43 km de litoral, o qual foi dividido em "Área de Estudo Intensivo" compreendendo 14 km, e em duas "Áreas de Conservação", compreendendo 10 km e 19 km. Estas áreas são patrulhadas pela equipe do TAMAR e monitoradas por pescadores. Os ninhos de AC são transferidos para um cercado de incubação exposto a sol e chuva plenos, nas condições mais naturais possíveis, localizados nas AEI. Os ninhos da AEI sao monitorados *In situ*. *C. Caretta* (1932 ninhos) e E. *imbricata* (265 ninhos) foram as espécies mais abundantes totalizando 97,51% do número total de ninhos. Também foram registrados ninhos de *L. olivacea*e *C.mydas*. O período de desova foi de agosto a março, sendo que o pico da desova para as duas espécies mais abundantes apresentou diferença temporal. Estas ocorreram com maior Ireqüáncia em locais de praia caracterizados por ausência de recifes de corais. O período de incubação para ninhos *in situ* e transferidos foi praticamente o mesmo, sendo que o sucesso de eclosão apresentou-se normalmente mais alto para os ninhos *in situ*. O tempo de transferência dos ninhos da AC para os cercados foi classificado como A (menos de 6h após a postura), B (de 6 a 12h), C (de 12 a 24h), O (mais de 24h). Testes de análise de variância demonstraram um aumento significativo do sucesso de eclosão apenas para os ninhos transferidos com menos de 6 horas. A comparação das condições de incubação entre ninhos *in situ* e transferidos para os cercados demonstram ser estes uma adequada ferramenta para conservação em areas inviáveis de se manterem os ninhos *in situ*..

Porto Alegre, 5-9 Fev 96

MANEJO DE NINHOS DE *Caretta caretta* E *Lepidochelys olivacea* EM PROJETO CONSERVACIONISTA EM RESERVA BIOLÓGICA DO ESTADO DE SERGIPE.

Márcia Riederer (Departamento de Biologia, Universidade Federal de Santa Catarina/estagiária da Fundação Pró-TAMAR).

Ao longo da extensa costa brasileira nidificam cinco espécies de tartarugas marinhas, sendo que na Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu, SE, a maior ocorrência é das espécies *C. caretta*, e *L. olivacea*. A caça de matrizes e a predação de ovos pelos habitantes locais provocou uma queda populacional destas espécies. Em 1980 teve início o transporte cuidadoso de desova para uma área protegida, juntamente com um trabalho de educação ambiental dos moradores locais e apresentação de novas alternativas econômicas. No período entre 1° de outubro de 1994 e 1° de março de 1995, 121 ninhos foram transportados para uma área protegida e classificados de acordo com o tempo de manejo, enquanto outros 70 ninhos foram deixados no local de origem. Pela comparação da proporção de filhotes nascidos nas duas situações, foi avaliada a interferência do transporte na eclosão. Paralelamente foi avaliada a alteração dos hábitos predatórios da população humana. Constatou-se que o manejo adotado, quando efetuado logo após postura, não interferiu significativamente na proporção de filhotes nascidos nos ninhos transferidos sendo equivalente a dos ninhos deixados "*in situ*", neste houve ataque de predadores naturais, sendo constatados raros roubos pela ação humana. O manejo foi adequado e capaz de restabelecer o ciclo reprodutivo, a educação da comunidade teve resultado positivo para eliminar hábitos predatórios, criando uma perspectiva de obtenção do equilíbrio.

RIEDERER, M. Manejo de ninhos de *Caretta caretta* e *Lepidochelys olivacea* em projeto conservacionista em reserva do Estado de Sergipe. In: REUNIÃO ESPECIAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 3., 1996. Florianópolis. **Anais...**, [S.l.:s.n.], 1996, p.561.

Artigos Internacionais

BAPTISTOTTE, C. A. Clarification on the activities of Projeto TAMAR, Brazil. **Chelonian Conservation and Biology**, Massachusetts, v.1, n.4, p.328-329, 1995.

MARCOVALDI, M. Â.; LIMA, E. P. ; PENTEADO, R. Albino sea turtles hatchlings in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.69, p.10, 1995.

MOREIRA, L.; BAPTISTOTTE, C.; SCALFONE, J.; THOMÉ, J. C.; ALMEIDA, A. P. L. S. de, 1995. Occurrence of Chelonia mydas on the Island of Trindade, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, v.70, p.2, 1995.

Artigos Nacionais

MAIDA, M.; FERREIRA, B. P.; BELLINI, C. Avaliação preliminar do recife da Baía do Sueste, Fernando de Noronha, com ênfase nos corais escleractíneos. **Boletim Técnico Científico CEPENE**, Tamandaré, v.3, n.1, p. 37-47, 1995.

Eventos Internacionais

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Projeto Tartaruga Marinha/IBAMA e turismo participativo em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In: ENCONTRO LATINO-AMERICANO DE EDUCADORES AMBIENTAIS- ECO`95, 3., 1995. Rio de Janeiro. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1995.

CASTILHOS, J. C. de; ROCHA, D. A. dos S. Tartaruga marinha e cultura regional. In: ENCONTRO LATINO-AMERICANO DE EDUCADORES AMBIENTAIS-ECO'95, 3., 1995. Rio de Janeiro. **Relatório...**, [S.l.: s.n.], 1995. 27p.

MARCOVALDI, M. Â. G. dei; PATIRI, V. J. de A; MARCOVALDI, G. G dei. TAMAR-IBAMA Project. The Brazilian Marine Turtle Conservation Program. In: INTERNATIONAL CONGRESS OF CHELONIAN CONSERVATION, 1995, Gonfaron. **Proceedings...**, Gongaron: SOPTOM, 1995, p 281-283.

MOREIRA, L. M. de P. M.; SANTOS, A. S. dos. Resultados de siete temporadas (88/89 a 94/95) de anidación de tortugas marinas en Base Guriri, Espírito Santo, Brasil. In: ENCUENTRO INTERUNIVERSITARIO, 12., ENCUENTRO INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS, 1995. Mazunte. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 1995.

THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; SCALFONE, J. T.; RIETH, D. B.; ALMEIDA, A. P. S.; MOREIRA, L. M. P.; SANTOS, A. S.; LEDERMANN, M. R.; ANTAR, P. Actividades de educacion ambiental y participacion comunitária desarolladas por el Proyecto TAMAR-IBAMA en el Estado do Espírito Santo, Brasil. In: ENCUENTRO INTERUNIVERSITARIO, 12., ENCUENTRO INTERNACIONAL PARA LA CONSERVACIÓN DE LAS TORTUGAS, 1995. Mazunte. Anais..., [S.l.: s.n.], 1995.

Eventos Nacionais

ARAÚJO, M. L.; SILVA, V. C. Resultados preliminares do estudo sobre elasmobrânquios capturados ao longo da Reserva Biológica de Santa Isabel, Pirambu/SE. In: REUNIÃO DO GRUPO DE TRABALHO PARA PESCA E PESQUISA DE TUBARÕES E RAIAS DO BRASIL, 5., 1995. Rio Grande. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 1995.

BELLINI, C.; FERREIRA, B. P.; MAIDA, M.; SANCHES, T. M. Levantamento e avaliação preliminar da ictiofauna e dos corais da Baía do Sueste (Arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil) para monitoramento e Implantação de sinalização submarina na área. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 6., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1995. p 114.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Temporadas reprodutivas 93/94/95 da tartaruga marinha verde Chelonia mydas em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 6., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1995. p.125.

GONCHROSKY, J. C.; CAMPANHÃ, C.; SANTOS, D. F. Avaliação das técnicas de manejo em desovas de tartarugas marinhas no litoral norte do Estado da Bahia, Brasil. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 8., 1995. Rio Grande. **Resumos...**, Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, 1995, p 66.

LIMA, E. H. S. M.; CRUZ, R. R. M. A marcação de tartarugas marinhas, no litoral de Almofala - Ceará - Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1995, p.83.

LIMA, E. H. S. M.; CRUZ, R. R. M. Implantação de um programa de educação ambiental para a preservação das tartarugas marinhas em Almofala-Ceará. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1995, p. 83-84.

REGO, A. A. M. S.; MATUSHIMA, E. R.; GALLO, B. M. G.; BRONDIZIO, L. S. Relato de dezessete casos necropsiados de tartaruga marinha verde (Chelonia mydas). In: JORNADA DE MEDICINA DE ANIMAIS SELVAGENS E DE PEQUENOS RUMINANTES DO CONE SUL, 1., 1995. Curitiba. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1995. p 12.

SILVEIRA, A. M. R. Análise das taxas de eclosão em ninhos de tartarugas marinhas na orla do município de Camaçari, Bahia, Brasil. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 8., 1995. Rio Grande. **Resumos...**, Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande, 1995, p 104.

SILVEIRA, A. M. R.; FONSECA NETO, F. P.; PATIRI, V. J. A. Aspectos da reprodução de tartarugas marinhas no litoral da Bahia, Brasil (Reptilia: Testudinea). In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10., 1995. João pessoa. **Resumos...**, João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1995, p.82.

THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; MARCHIORO, G. B. Resultados da temporada reprodutiva 94/95 das tartarugas marinhas na praia de Comboios,ES. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 8., 1995. Rio Grande. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1995, p 105

Monografias

VAGHETTI, H. G; 1995. 149f. **O desafio do projeto TAMAR numa vila de pescadores.** Monografia (Graduação). Departamento de Comunicação da Faculdade de Biblioteconomia e Comunicação, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, 1995.
Disponível na Base: Comboios-ES

Cartilhas

TAMAR, 1995. Curso para Formação de Guias Mirins Ecológicos. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, FNMA/MMA (Fundo Nacional para o Meio Ambiente), 20 pp.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, **educação**, reprodução, captura acidental, impacto ambiental, BA
Disponível na Base: Praia do Forte

Vídeos

TAMAR, 1995. TAMAR 15 anos. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 16 minutos.
palavras chave: **tartarugas marinhas,** conservação, manejo, **Cc, Cm, Dc, Ei, Lo, BR**
Disponível na Base: Praia do Forte

CD-Rom

TAMAR, 1995. Tartarugas marinhas do Brasil. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR.
palavras chave: **tartarugas marinhas,** conservação, manejo, reprodução, alimentação, impacto ambiental, educação, metodologia, migração, captura acidental, AR, BA, CE, ES, FN, SE, SP, BR
Disponível na Base: Fernando de Noronha

TAMAR. PROJETO TAMAR- História de uma parceria. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR. CDBRTAMAR01.
palavras chave: **tartarugas marinhas**, conservação, manejo, reprodução, alimentação, impacto ambiental, educação, metodologia, migração, captura acidental, AR, BA, CE, ES, FN, SE, SP, BR
Disponível na Base: Bahia

Chelonian ***Conservation*** *and Biology,* 1995, 1(4^:328-329
© 1995 by Chelonian Research Foundation

A Clarification on the Activities of Projeto TAMAR, Brazil

CECÍLIA BAPTISTOTTE[1]

Projeto TAMAR/IBAMA, Caixa Postal 105, Linhares, Espirito Santo, 29900-970 Brazil
[Fax: 55-27-371-0277]

Recently Vogt (1994) published a number of opinions about temperature-controlled sex determination (TSD) as a tool for turtle conservation. In addition to the comments made by Mrosovsky and Godfrey (1995) relating to biological aspects and conservation strategies, there are other points in Vogt's note which require clarification, in particular, assertions about the marine turtle project, TAMAR, which has been running since 1979 in Brazil.

As is routine for conservation programs on marine turtles in Latin America, a priority for TAMAR is to increase hatching success and recruitment. Where nest predation is high because of human exploitation of eggs, the usual tool for turtle conservation is the transplanting of eggs from beaches to protected hatcheries. At TAMAR we are well aware that, when compared to natural nests, this form of manipulation *may* result in a reduction in hatching success, as well as alterations in the "natural" sex ratio and behavior of hatchlings. However, in areas where virtually no nest, survive to hatching, the transplanting of eggs to hatcheries is the most viable, cost-effective conservation alternative, at least in the short term.

In order to reduce undesirable effects of manipulation, TAMAR hatcheries are located in the ecological beach zone in which most nesting occurs, and eggs are transplanted to the respective hatcheries within six hours of oviposition. . Once removed from their natural nests, eggs axe handled with the greatest possible care and transplanted into artificial nests made to resemble natural nests as closely as possible.

It must be emphasized that transplanting eggs is *not* the ultimate priority of TAMAR, but rather we are working to leave intact as many nests as possible where they are originally constructed by the nesting female. On beaches where nest predation is minimal, the policy is to leave all nests intact, except those clearly in danger of being flooded by high tides. Of the more than 8000 nests monitored and protected annually by TAMAR personnel on both continental and oceanic island beaches, approximately 70% are left *in situ.* However, on continental beaches alone, where predation is higher, in 1994 only 31.5% of protected nests (890 of 2826) were left *in situ.*

Contrary to Vogt's (1994) contention, we do *not* intentionally incubate eggs at 31°C (or at any other specific temperature); all transplanted eggs incubate at temperatures and conditions that are for all intents and purposes "natural," given the location of the hatcheries. At any rate, there is no deliberate manipulation of incubation temperature in any of the TAMAR hatcheries.

Whether 31 °C is "low" for sea turtles in Brazil, as Vogt (1994) suggests, is unknown; studies of TSD are just beginning in collaboration with Dr. N. Mrosovsky. It is important to realize that five species of marine turtles nest in Brazil *(Caretta caretta, Chelonia mydas, Eretmochelys imbricata, Lepidochelys olivacea,* and *Dermochelys coriacea),* some of them over hundreds of km of coast, so there are likely to be differences in the pivotal temperature among species and nesting areas. All of these nesting areas in Brazil are characterized by tropical climates, as is the general case for most major areas of marine turtle nesting.

The reference to TAMAR as "a multimillion dollar project" (Vogt, 1994) is true only if one considers the total flux of monies involved in this project over its 16 years of continuous operation. In this respect it is essential to appreciate that the strategy of TAMAR is to use marine turtles as flagship species and, in this way, stimulate a nation-wide awareness and support for biological conservation. In addition to marine turtle conservation, other TAMAR priorities include identifying, designing, and administering coastal protected areas; carrying out conservation activities for diverse marine and coastal species needing protection or management; designing and executing programs on environmental education; training students and rural people in aspects of marine turtle and natural resource conservation; and designing and executing programs focused on rural community participation and development, while providing relevant and viable alternatives for livelihood. These activities are carried out by approximately 250 employees in 23 TAMAR bases, spread along 3000 km of Brazilian seaboard, with intensive monitoring of 1000 km of coast.

A synopsis of Projeto TAMAR was presented in 1992 during the IV Encontro Brasileiro de Herpetólogos and subsequently published (Baptistotte, 1994). One of TAMAR's consistent priorities has been to develop collaborative arrangements with national and international organizations, investigators, and conservationists, and this policy continues to prevail.

Literature Cited

BAPTISTOTTE, C. 1994. Tartarugas marinhas: Projeto TAMAR. In: Nascimento, L.B., Bernardes, A.T., and Cotta, G.A. (Eds.). Herpetologia no Brasil, 1. (Artigos solicitados aos palestrantes do IV Encontro Brasileiro de Herpetólogos). Belo Horizonte: Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais e Fundação Biodiversitas, pp. 19-24.

MROSOVSKY, N., AND GODFREY, M.H. 1995. Manipulating sex ratios: turtle speed ahead! Chelonian Conservation and Biology l (3):238-240.

VOGT, R.C. 1994. Temperature controlled sex determination as a tool for turtle conservation. Chelonian Conservation and Biology 1(2): 159-162.

Accepted: 19 April 1995

ALBINO SEA TURTLE HATCHLINGS IN BRAZIL

Twenty-two albino loggerhead turtle (*Caretta caretta*) hatchlings were born on 25 December 1994 at Atafona Beach near Sao Joao da Barra, north of Rio de Janeiro, Brazil. The complete lack of pigmentation seems to be the only factor distinguishing them from their 76 apparently normal siblings. The incubation duration of the nest of 112 eggs was 52 days; hatch rate was 87.5%. The albino hatchlings were collected from the beach upon hatching and taken to Projeto TAMAR's research station in Atafona. Projeto TAMAR/IBAMA is the organization responsible for sea turtle conservation and management in Brazil. The animals are presently kept in a round tank (220 cm diameter), fed a fish-based diet, and measured every 10 days. They have adapted well to captivity and are eating regularly. Only one has died. The female which laid this clutch measured 110 cm curved carapace length (100 cm curved carapace width) and was marked with monel flipper tags numbered 10335 and 10336. The albino hatchlings will be studied in cooperation with scientists from the Federal Universities in Brazil, and some will be brought to the Projeto TAMAR national office in Praia do Forte, Bahia.

MARIA MARCOVALDI, ERON PAES E LIMA and RICARDO PENTEADO, Projeto TAMAR, Cx. Postal 2219, Cep:40.210-970, Salvador, Bahia, BRAZIL.

MARCOVALDI, M.Â.; LIMA, E.P.; PENTEADO, R. Albino sea turtles hatchlings in Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.69, p.10, 1995.

OCCURRENCE OF CHELONIA MYDAS ON THE ISLAND OF TRINDADE, BRAZIL

From observations made to date, it is certain that the island of Trindade is the main nesting ground for the green sea turtle, Chelonia mydas, in all of Brazil. The island receives some 1,800 nests per year on 3 km of sandy beach.

Trindade (20°30' S, 29°49' W) is located at the eastern edge of a range of guyots and volcanos, 1200 km offshore from the city of Victoria in the state of Espirito Santo, Brazil. Its geological history began in the Cretaceous period and there is evidence of volcanic activity until the Holocene (5000 B.P.) (Almeida 1961). Trindade has a total area of 8.2 km^2, and is surrounded by a shelf which is 2-4 km wide and close to 200 m in depth. The island bottom has a length of 50 km and a depth between 3000-5000 m. The climate is tropical oceanic, with an annual mean temperature of 25°C (77°F), March being the warmest month of the year and June the coolest (Almeida 1961). Daily rain showers, locally called ***pirajá***, usually last for only five minutes. From April to October seasonal cold air masses from the South Pole invade the island. Island beaches vary in grain, texture and sediment color. Geocarcinus lagostoma land crabs are abundant and can be observed throughout the island, from the beaches to "Pico do Desejado", the highest point (620 m). Local flora is marked by the presence of Cyathea coelandii, an endemic arboreal fern that reaches 6 m in height.

With periodic logistical support from the Brazilian Navy since 1982, Brazil's national Marine Turtle Protection and Research Program (TAMAR-IBAMA Project) has evolved to include the island. Green turtles are the only species to nest on the island; peak season is January-March. Field work has been conducted during the following nesting periods: December 1982-February 1983, February-March 1986, March 1990, and December 1991-May 1992. Since April 1994, a permanent staff has been maintained on the island, with personnel alternating through two month shifts. Tagging and measuring of adult females has been done by technicians. Beach patrols are used to observe nesting ecology, the distribution and abundance of nesting females, and hatch success rates. Between December 1982 and April 1995, the TAMAR-IBAMA Project documented 7,292 nesting crawls (successful and unsuccessful nests) and tagged 1,669 nesting females. Mean curved carapace length has been 116.8 cm (range: 101.0-143.0 cm, n=465) and mean curved width 107.5 cm (range: 92.0-127.0 cm, n=431). Hatchling predators include crabs (G. lagostoma, Grapsus grapsus) and fishes (e.g., Mycteroperca sp., Epinephlus sp., Caranx lugubrix, Hynnis cubensis, Sphyrraena barracuda).

Almeida, F. F. M. 1961. Geologia e Petrologia da Ilha de Trindade. Monografia. Rio de Janeiro, Ministério das Minas e Energia, Dept. Nacional de Produçao Mineral, Div. de Geologia e Mineralogia. 192 pp.

L. MOREIRA, C. BAPTISTOTTI, J. SCALFONE, J. C. THOMÉ and A. P. L. S. DE ALMEIDA, Projecto TAMAR, Reserva Biológica de Comboios, Caixa Postal 105, Linhares, Espirito Santo 29 900-000, BRAZIL.

1995

AVALIAÇÃO PRELIMINAR DO RECIFE DA BAÍA DO SUESTE, FERNANDO DE NORONHA, COM ÊNFASE NOS CORAIS ESCLERACTÍNEOS

MAURO MAIDA [1]
BEATRICE PADOVANI FERREIRA [1]
CLÁUDIO BELLINI [2]

RESUMO

O recife da Baía do Sueste no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha apresenta uma grande variedade de ambientes que servem de habitat para uma diversa fauna e flora marinha. O presente estudo faz uma avaliação preliminar do *status* das comunidades bentônicas do recife da Baía do Sueste através da análise do estado de conservação de corais escleractíneos encontrados em abundância na área estudada. De um total de 331 colônias do coral *Siderastrea stellata* observadas no topo recifal, aproximadamente 48% apresentaram-se danificadas com sinais de necrose parcial. Possivelmente essa alta taxa de degradação estaria relacionada com atividades turísticas descontroladas no local. O presente trabalho discute aspectos básicos da necessidade de monitoramento e do ordenamento de atividades no recife da Baía do Sueste, Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.

ABSTRACT

The reef of baía do Sueste in The National Marine Park of Fernando de Noronha presents a large variety of habitats which are inhabited by a diverse marine fauna and flora. This study reports a preliminary evaluation of the status of the health of scleractinian corals. From a total of 331 colonies of the scleractinian coral *Siderastres stellata* observed on the reef top, 48% presented signs of partial necrosis possibly caused by uncontrolled tourism activities. A brief discussion on the need of controlling the tourism activities. A brief discussion on the need of controlling the tourism activities on the Baia do Sueste reef is presented.

1 - CEPENE/IBAMA e Departamento de Oceanografia da UFPE.
2 – Projeto TAMAR/IBAMA – Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha

INTRODUÇÃO

Recentemente muita discussão tem sido gerada sobre a necessidade de elaboração de programas mundiais de monitoramento dos recifes de corais e outros ambientes recifais, tendo em vista a alarmante degradação que vem sendo observada em várias partes do mundo. Essa degradação ocorre principalmente em países onde não existem ou nunca existiram programas específicos de manejo ambiental (IOC – UNESCO, 1991, 1992).

Um dos fatores que causam degradação em recifes são atividades turísticas. Vários exemplos em muitas partes do mundo indicam que o turismo só pode ser compatível com o equilíbrio de um dado meio ambiente se for cuidadosamente controlado (IUNC, IOC, UNEP, 1993).

Como norma geral, programas de manejo efetivos devem ser formulados tendo como base o conhecimento da dinâmica dos ecossistemas recifais. Para tal é necessária a obtenção de dados básicos sobre a biologia e composição das espécies dos recifes, dados sobre as interações e interdependência dos organismos, dados sobre os níveis atuais e fontes de impacto ou degradação, assim como as relações entre homem e recifes de corais (Bradbury *et al*., 1985, Great Barrier Reef Marine Park Authority, 1988).

Em termos práticos, até que estas informações estejam disponíveis para a elaboração de programas de manejo eficientes, deve-se seguir o "Princípio da Precaução" (PNUMA, 1992) com o intuito de diminuir e limitar ao máximo qualquer fonte de impacto ambiental até que o ambiente e as possíveis fontes de impacto sejam adequadamente avaliados.

O recife da Baía do Sueste no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha apresenta uma grande variedade de ambientes que servem da habitat para uma diversa fauna e flora marinhas normalmente encontradas nos recifes rasos do nordeste brasileiro. O recife da Baía do Sueste ainda se caracteriza por servir de habitat para uma rica ictiofauna e local de alimentação da tartaruga de pente *Eretmochelys imbricata* que se alimenta de invertebrados e algas bentônicas encontradas na área.

O presente trabalho faz uma avaliação preliminar do *status* das comunidades bentônicas do recife da Baía do Sueste através da análise do estado de conservação de corais escleractíneos encontrados em abundância na área estudada. Os dados originados neste estudo serão a base para o monitoramento do recife da Baía do Sueste, Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.

MATERIAL E MÉTODOS

A avaliação ambiental preliminar foi feita através de mergulho livre sobre os diversos ambientes do recife da Baía do Sueste no mês de dezembro de 1994. Inicialmente foi feito o reconhecimento da área das comunidades bentônicas através de censo visual em mergulho livre, e posteriormente uma faixa recifal foi escolhida para a avaliação mais detalhada identificação de espécies que poderiam ser indicadoras das condições do recife.

O organismo escolhido como indicador foi o coral escleractíneo *Siderastrea stellata*, pode ser uma espécie de ampla distribuição nos ambientes estudados, apresentar densidades elevadas e ser sensível a distúrbios ambientais. Geralmente, corais escleractíneos são bons indicadores de *stress*, sendo normalmente os primeiros organismos do recife a sofrerem com variações ambientais, sejam elas naturais ou antropogênicas. Uma

vez escolhida a espécie indicadora, prossegui-se com o levantamento da abundância da espécie.

Dados sobre a abundância do coral *Siderastrea stellata* foram coletados através de mergulho livre usando-se técnicas combinadas de amostragem tipo *belt transects* (50m x 1m) e quadrantes (*quadrats* 1m x 1m). Para seguir esse protocolo amostral uma trena de 50 metros foi presa no topo recifal, que em maré baixa se encontrava a cerca de 0.5 metros de profundidade. Para cada metro da trena foram contadas as colônias do coral *Siderastrea stellata* que se apresentavam dentro da área de 1 metro quadrado (0.5 metros para cada lado da trena). Para cada metro quadrado foram contadas as colônias de *Siderastrea stellata* em perfeito estado, e as colônias que se apresentavam danificadas. Colônias danificadas foram facilmente identificadas através de sinais de necrose nos tecidos, perda de zooxanthelae (branqueamento) esmagamento da estrutura do esqueleto e crescimento de algas epilíticas no esqueleto exposto. Os dados foram analisados em termos de densidade (número de colônias por metro quadrado) e porcentagens de colônias normais e danificadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O recife da Baía do Sueste se caracteriza como um recife raso rodeado por sedimentos de origem biogênica e por blocos grandes de granito em algumas porções laterais do recife. O topo do recife se apresenta como um terreno de baixa rugosidade (relevo de baixa complexidade estrutural) onde as porções sólidas do substrato estão entremeadas por depressões preenchidas por sedimentos carbonáticos. Em maré baixa a porção mais rasa do recife aparece entre 0.2 a 0.3 metros de profundidade e a parte mais profunda, que compreende a interface entre o recife e o substrato arenoso circunvizinho, se apresenta entre 1 e 1.5 metros de profundidade.

As comunidades bentônicas do recife da Baía do Sueste são compostas por comunidades típicas de recifes rasos do nordeste brasileiro com presença abundante de algas verdes, representadas entre outras por várias espécies de *Caulerpa sp*, algas calcáreas como *Halimeda sp* e *Lithotamium sp*, uma grande abundância de zoantídeos como *Zoanthus sociatus* e espécies de *Palythoa sp*, diversas espécies de esponjas e ascídias coloniais.

Quatro espécies de corais escleractíneos foram encontradas, *Siderastrea stellata* (Siderastreidae), *Mussismilia hispida* (Mussidae), *Favia gravida* (Faviidae) e *Porites astreoides* (Poritidae) em ordem decrescente de abundância.

O coral *Siderastrea stellata* se distribui com grande abundância em quase todos os habitats observados, com colônias raramente excedendo um tamanho de 10cm de diâmetro. Em muito menor abundância são encontradas colônias do coral *Mussismilia hispida* que crescem com formas semi-esféricas na região frontal do recife e em alguns blocos maiores na borda lateral esquerda do recife. Colônias do coral *Favia gravida* também foram encontradas em pequena abundância principalmente crescendo sobre os blocos de granito presentes na borda lateral do recife, e pequenas colônias do coral *Porites astreoides* foram raramente observadas.

A análise dos dados coletados nas técnicas combinadas de *belt-transects* e *quadrats* mostrou que no topo recifal a densidade média (número/m^2) de colônias de *Siderastrea stellata* foi de 6.62 ($\pm$ 1.17 I.C.) colônias por metro quadrado.

Dentre esta densidade total observou-se uma densidade de 3.46 (± 0.76 I.C.) de colônias em perfeito estado, e uma densidade de 3.16 (± 0.64 I.C.) de colônias danificadas. I.C. indica o intervalo de confiança dos valores médios de densidade.

A análise de freqüência de corais normais e danificados indicou que das 331 colônias de *Siderastrea stellata* observadas na área amostrada de 50 metros de comprimento por 1 metro de largura (*belt transect*), 158 colônias apresentaram sinais de mortalidade parcial (colônias danificadas), totalizando 47.7% das colônias observadas (Tabela 1).

Na presente avaliação preliminar um dos fatos que deve ser considerado é a grande abundância de colônias danificadas encontradas na área amostrada. Em geral muitos fatores podem causar danos a corais e outros organismos sésseis. A nível local, destacam-se principalmente os fatores mecânicos.

Os corais escleractíneos são organismos delicados porque a porção viva desses animais, pouca espessa e frágil, se limita e cresce superficialmente sobre um esqueleto de carbonato de cálcio depositado pelo organismo. Esse esqueleto possui uma grande variedade de estruturas afiladas e pontiagudas (como os septos) que são depositados entre os finos tecidos da porção viva do animal. Qualquer pressão exercida sobre um coral faz com que os tecidos se rompam, atravessados pelas estruturas pontiagudas do esqueleto, abrindo focos de infecção por microorganismos, causando necrose dos tecidos e posterior mortalidade parcial ou total da colônia. Uma vez danificada, o coral pode ou não se recuperar. A recuperação geralmente depende da capacidade de regeneração e taxa de crescimento da espécie em questão, do tamanho da colônia e da relação entre a área danificada e a área total viva do animal. Para as espécies de corais brasileiros não existem estudos que determinem a resistência dos corais a impactos e suas respectivas capacidades de recuperação.

Na Grande Barreira de Recifes Australiana por exemplo, existem estimativas que o tempo de recuperação de recifes de corais que foram destruídos por fatores naturais pode chegar a 100 anos. Isso se deve principalmente ao fato de que a maioria das espécies de corais apresentam baixa taxa de sobrevivência de juvenis e baixa taxa de crescimento, fazendo com que a recuperação de algumas comunidades recifais seja extremamente lenta.

Uma das questões que deve ser levantada no presente trabalho é a origem do dano em 47,7% dos corais encontrados no topo do recife da Baía do Sueste. Trabalhos realizados no Parque Nacional das Ilhas Virgens por Rogers e colaboradores (1988) sugeriram que algumas vezes os danos causados em corais são claramente resultantes de atividades turísticas. Por exemplo, danos causados a corais localizados a pouca profundidade, logo abaixo da superfície da água, são geralmente causados por mergulhadores descuidados ou inexperientes, que danificam os corais e outros organismos sésseis através de chutes com as nadadeiras ou mesmo ficando em pé sobre o recife.

Apesar de que organismos marinhos como peixes, ouriços e outros podem causar danos em colônias de corais escleractíneos é provável que grande parte dos danos observados nos corais no recife da Baía do Sueste possam ser atribuídos à atividade turística não controlada na área. Em várias ocasiões foram observadas, em curto período, centenas de pessoas andando sobre o topo do recife, justamente sobre o habitat dos corais em questão e de vários outros invertebrados e algas. Esses organismos sustentam uma grande variedade de organismos maiores, como várias espécies de peixes e uma grande população de tartarugas de pente *Eretmochelys imbricata*, comumente observadas se alimentando nesse recife.

É importante salientas que a amostragem foi direcionada aos corais normais e corais que sofreram mortalidade parcial, apresentando ainda porções vivas de coral. Corais que sofreram mortalidade total não fora, registrados devido à dificuldade de identificação por serem recobertos por organismos epibiontes e pelo curto período de amostragem. Essa amostragem deve portanto ser considerada uma subestimativa da mortalidade real do coral *Siderastrea stellata* no topo do recife da Baía do Sueste.

Várias estratégias têm sido elaboradas para que as atividades turísticas em parques nacionais sejam compatíveis com o equilíbrio ambiental. Como exemplo pode-se citar alguns pontos específicos para recifes discutidos por Rogers et al (1988) referentes ao Programa de Manejo do Parque Nacional das Ilhas Virgens, a saber: 1) Manter fichas de controle do número de turistas (visitantes), número de barcos, e o padrão do uso dos recursos em questão; 2) Manter fichas de controle do número de corais danificados, nos recifes rasos visitados por turistas; 3) Documentar através de fotografias seqüenciais do mesmo local mudanças da estrutura da comunidade, por exemplo em trilhas de mergulho para turistas; 4) Estabelecer *transects* permanentes nos recifes para obter informações quantitativas para documentar tendências nas densidades e cobertura viva dos organismos; 5) Iniciar programas de monitoramento de longo prazo, por exemplo usando câmeras de vídeo submarinas para documentar as condições ambientais; 6) Estabelecer critérios para a ancoragem de barcos na área em questão; 7) Limitar o número de barcos entrando em baías protegidas; 8) Trabalhar com as companhias turísticas para disseminar as informações sobre a regulamentação da área específica do Parque, se possível distribuindo mapas que mostrem os locais particularmente vulneráveis a impactos e locais protegidos.

Num programa de manejo e proteção é necessário Ter em mente que o impacto a um determinado organismo pode, a princípio, parecer que não afeta o ambiente como um todo, mas o fato de que todos os organismos de um ecossistema mantêm complexas relações entre si e funcionem dentro de limites específicos das variáveis ambientais, faz com que o impacto cedo ou tarde afete todos os níveis do ecossistema em questão . Para a Baía do Sueste, processos que aumentem a mortalidade de corais e outros organismos sésseis podem, direta ou indiretamente, causar um desequilíbrio no ecossistema.

Este estudo preliminar além de poder ser um ponto inicial para um programa de monitoramento dos corais escleractíneos do recife da Baía do Sueste mostra a necessidade do ordenamento das atividades turísticas para que as atrações da Baía do Sueste possam ser preservadas e apreciadas por um longo tempo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRADBURY, R.H., R.E; REICHELTT & D.G. GREEN. POLICY = F (theory, data, models, tools) Rational solutions to coral reef conservation. **Proc. 5th. Int. Coral Reef Symp**. v.4, p.247-251, 1985.

GREAT BARRIER REEF MARINE PARK AUTHORITY. **Anual review 1987-88**. Commonwealth of Australia, Townsville, 1988. 98p.

INTERGOVERNAMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION (OF UNESCO) 1991. UNEP-IOC-WMO-IUCN, Pilot projects on mangroves and coral reefs. **Reports of meetings of experts and equivalent bodies**, 1991. 58p.

INTERGOVERNAMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION (OF UNESCO) 1992. Report of the UNEP-UNESCO-IOC-WMO-IUCN-SPREP-SCOR-CARICOMP-PACICOMP Workshop. IOC/INF-901, 7.p.

IUCN, IOC, UNEP. **Reefs at risk: a programme of action**. OCA/PAC UNEP. Kenia, 1993, 24p.
ROGERS, C.S.,L.McLAIN & E. ZULLO. Demage to coral reefs in Virgin Island National Park and Biosphere Reserv from recreational activities. **Proc. 6th. Int. Coral Reef Symp**. v.2, p.405-410, 1998.
UNEP. Monitoring coral reefs for global change. **Reference methods for marine pollution studies**, n.61, 1993. 72p.
WOOD, E.M. **Corals of the world**. T.F.H. Publications Inc., 1983.

TABELA 1

Número de colônias normais e danificadas do coral escleractíneo *Siderastrea stellata* por metro quadrado em uma linha de 50 metros no topo do recife da Baía do Sueste, Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha.

Posição no transect	Corais normais	Corais danificados	Total	% normais	% danificados
01	1	2	3	33.3	66.7
02	0	0	0	-	-
03	2	0	2	100	0
04	0	0	0	-	-
05	0	0	0	-	-
06	0	0	0	-	-
07	0	1	1	0	100
08	1	0	1	100	0
09	1	1	2	50	50
10	1	4	5	20	80
11	4	1	5	80	20
12	8	2	10	80	20
13	0	4	4	0	100
14	3	5	8	37.5	62.5
15	4	7	11	36.4	63.6
16	2	1	3	66.7	33.3
17	4	4	8	50	50
18	4	5	9	44.4	55.6
19	1	3	4	25	75
20	7	3	10	70	30
21	3	9	12	25	75
22	4	2	6	66.7	33.3
23	6	2	8	75	25
24	1	4	5	20	80
25	4	1	5	80	20
26	2	4	6	33.3	66.7
27	4	6	10	40	60
28	8	4	12	66.7	33.3
29	7	3	10	70	30

Posição no transect	Corais normais	Corais danificados	Total	% normais	% danificados
30	2	4	6	33.3	66.7
31	3	2	5	60	40
32	2	4	6	33.3	66.7
33	1	3	4	25	75
34	4	6	10	40	60
35	4	7	11	36.4	63.6
36	7	5	12	58.3	41.7
37	3	3	6	50	50
38	2	4	6	33.3	66.7
39	6	5	11	54.5	45.5
40	7	3	10	70	30
41	3	4	7	42.9	57.1
42	5	2	7	71.4	28.6
43	4	3	7	57.1	42.9
44	3	8	11	27.3	72.7
45	5	3	8	62.5	37.5
46	12	7	19	63.2	36.8
47	5	0	5	100	0
48	8	5	13	61.5	38.5
49	0	0	0	-	-
50	5	2	7	71.4	28.6
Total	173	158	331		
%	52.3	47.7	100		

MAIDA, M.; FERREIRA, B.P.; BELLINI, C. Avaliação preliminar do recife da Baía do Sueste, Fernando de Noronha, com ênfase nos corais escleractíneos. **Boletim Técnico Científico CEPENE**, Tamandaré, v.3, n.1, p.37-47, 1995.

PROJETO TARTARUGA MARINHA/IBAMA E TURISMO PARTICIPATIVO EM FERNANDO DE NORONHA, PE, BRASIL.

Autores: Bellini[1], C. & Sanches[2], T.M.

Desde 1984, o Projeto TAMAR/IBAMA atua no Arquipélago de Fernando de Noronha desenvolvendo atividades de proteção e pesquisa de tartarugas marinhas. O arquipélago é considerado "área mista" porque é "área de reprodução" da tartaruga verde ***Chelonia mydas*** e "área de alimentação" de juvenis dessa espécie e de ***Eretmochelys imbricata***, a tartaruga de pente.

De Janeiro a Junho é realizado o acompanhamento da temporada reprodutiva que consiste em percorrer as praias para flagrar, marcar e catalogar as fêmeas de ***Chelonia mydas*** que sobem as praias para desovar, geralmente durante à noite. Aproximadamente após 50 dias os filhotes eclodem do ninho e vão para o mar. Posteriormente o ninho será aberto para contabilidade e classificação dos ovos que não eclodiram, encerrando nesta etapa o monitoramento na área de reprodução.

Durante o ano todo, os pesquisadores monitoram a área de alimentacão e estudam o crescimento e comportamento ecológico de indivíduos juvenis em vários locais do arquipélago. A Baía do Sueste, por possuir grande concentração de indivíduos, é Área de Estudo Integral do Projeto TAMAR/IBAMA e está localizada dentro dos limites do Parque Nacional Marinho/IBAMA. Através de mergulho livre os pesquisadores já capturaram, marcaram e catalogaram cerca de 40 indivíduos na baía e, cerca de 200 em todo o arquipélago. Além da marcação, são realizados biometria da carapaça e pesagem e, a cada nova recaptura do indivíduo, esses dados são novamente coletados. Desta maneira, pretende-se definir o crescimento anual dessas espécies em ambiente natural. Durante os mergulhos o comportamento das tartarugas também é observado e, em breve, o estudo poderá apresentar maiores detalhes sobre o tema.

Fernando de Noronha recebe visitantes de todo o Brasil e de várias regiões do mundo sendo que muitos se interessam pelas atividades do Projeto TAMAR/IBAMA. Com objetivos de atender os interessados, divulgar os estudos realizados e, especialmente, orientar os usuários e proteger o ambiente recifal da Baía do Sueste, o Projeto TAMAR/IBAMA vem realizando um programa de turismo participativo. São formados grupos pequenos que participam de palestras e podem assistir a desova, o nascimento dos filhotes, a abertura de ninhos e participar do mergulho. Complementando o programa, foram idealizados: vídeo informativo, trilha interpretativa marinha e o Museu Aberto das Tartarugas Marinhas (Centro de Visitantes).

Centenas de pessoas participaram e os resultados educativos foram bons visto que os participantes normalmente não tem contato com o ambiente marinho em geral e, muitos são adultos, políticos, pessoas de poder aquisitivo alto e personalidades do meio cultural que, certamente possuem importante papel no desenvolvimento do país.

Esta iniciativa do Projeto TAMAR/IBAMA mostra que a relação turismo/pesquisa, quando adequada e bem elaborada, serve como boa ferramenta para a Educação Ambiental.

1. Projeto TAMAR/IBAMA - CP50 - Fernando de Noronha/PE - 53990-000
2. Fundação Pró-TAMAR - CP50 - Fernando de Noronha/PE - 53990-000

III Encontro Latino-Americano de Educadores Ambientais, Rio de Janeiro, RJ, 11-15 Outubro 1995.

TAMAR-IBAMA PROJECT. THE BRAZILIAN MARINE TURTLE CONSERVATION PROGRAM

Maria Ângela Guagni Dei MARCOVALDI, Victor Jose **De Andrade PATIRI, Guy Guagni Dei MARCOVALDI**

Introduction

TAMAR, the Brazilian program for the protection and research of sea turtles is considered a model project of marine conservation. The main goal of TAMAR is to revert the process of extinction of the five species of sea turtles that occur in the Brazilian coast, re-establishing and then maintaining their populations to guarantee the preservation of genetic variability and ecosystems

The initial objectives of TAMAR were to quantify the distribution and abundance of sea turtles, the seasonality and geographic range of egg-laying, and the primary threats to turtle survival. A comprehensive two-year (1980-1981) survey of the coastline was undertaken to provide specific recommendations on how Brazil could more effectively conserve its sea turtle population.

Sandy beaches span about 6,000 km of coastline from Rio de Janeiro north to French Guiana border. Many are difficult to reach, and the initial survey made use of boats, foot-patrol, and horses. The oceanic islands were also surveyed. Interviews with fishermen were conducted cautiously. Queries were simple and care was taken to prompt answers or provide cues that would bias the information offered. By comparing the responses of interviewees, the distribution of artifacts and crafts, and pertinent field observations, it became clear that (1) five species of sea turtles existed in Brazil: Leatherback (Dermochelys coriacea), Loggerhead (*Caretta caretta*), Hawksbill (*Eretmochelys imbricata*), Green Turtle (*Chelonia mydas*) and Olive Ridley (*Lepidochelys olivacea*). (2) There were three main nesting areas on the mainland, (3) the loggerhead turtle was the most abundant nester on the mainland, (4) only the green turtle nested on the islands, (5) the mainland nesting season spanned September-March (sometimes April), (6) the island nesting season spanned December-May, and (7) the main threat was the harvest of eggs and gravid females.

Survey data also revealed that patterns of sea turtle exploitation and usage differed only slightly among villages. There were very few cases where an organized, seasonal fishery was still operating with respect to the turtles. Generally turtles were captured opportunistically, and this was true of nesting females as well as turtles encountered at sea. The annual harvest was substantial and had continued for generations without regard for population size or rates of recruitment. Many interviewees confided that populations had been considerably larger in the past. The turtles had always been exploited at the subsistence level and no formal markets for their products were found. Primary commodities were meat and shell; there was no evidence of a market for oil or skins.

Cultural traditions, as well as turtle-based income and diet, were carefully analyzed to arrive at a holistic conservation strategy. The goal was to minimize social disruption associated with the planned construction of field stations, which were to serve as focal points for research and conservation efforts. In 1982 TAMAR established stations at the primary sites: Praia de Comboios, Espírito Santo; Praia do Forte, Bahia; Pirambu, Sergipe. Study area boundaries were drawn based on an analysis of anecdotal data pertaining to the relative number of nests and taking into account natural rookery boundaries, especially for the rare species. Today, 23 field stations and associated conservation and monitoring activities provide for the complete protection of all sea turtles and their eggs on approximately 1,000 km of coastline and three oceanic islands. In addition, coastal fishing villages have been fully integrated into the program. Fishermen comprise the majority of paid personnel.

Methodology

It is not possible to extend an equal effort to all areas of the Brazilian coastline, even within areas where TAMAR stations have been established. Therefore, an "intensive study area" and a "conservation area" are associated with each station. The former is coincident with the major concentration of nesting activity. A research team comprised of the station manager and a variable number of interns, generally biology students, patrol the intensive study area each night. The study area extends from 5 to 40 km, depending on the station and the circumstances. The more diffuse the nest density, the longer the study area. Vehicles are used to patrol the larger study areas. Nesting turtles encountered during nocturnal patrols are measured (curved carapace length and width) and are flipper-tagged. All nests left in situ receive a marker and an identification number. In areas where predators are a serious threat, nests are protected with a plastic mesh cover. In stations where an open-air hatchery has been established, the intensive study area serves as a control and comparison to evaluate the success of the hatchery.

Conservation areas extend beyond the limits of the intensive study areas and are protected by the actions of local fishermen. Fishermen, generally those who in the past were the main egg collectors, are hired by TAMAR to patrol the conservation areas daily at dawn. Each fisherman has the responsibility to cover about 5 km of shoreline. They are supervised by the TAMAR station staff, which receives the eggs at predetermined collection points. Fishermen are provided with styrofoam boxes in which nests are carefully packed for transport. Each TAMAR station has an open-air hatchery that normally receives eggs from 50 km of surrounding beaches. Hatcheries are centrally located, a strategy crafted to reduce transport time and thus negative consequences for the developing embryos. In most areas the boxes are all collected before 07:30 am and eggs are reburied (with caution to prevent the rotation of the eggs) within 12 hours of oviposition. Station staff surveys the entire conservation area at weekly intervals to confirm that all nesting crawls are accounted for and all eggs have been collected for the hatchery.

Hatchery nests are constantly monitored and maintained as closely as possible to the natural condition. Emergent hatchlings are immediately counted, recorded, and released in the vicinity of the highest concentration of nesting activity. Nests are exhumed within 24 hours of hatchling emergence, unhatched eggs are opened and examined, and nest contents are categorized and recorded. It is noteworthy that in areas where TAMAR has been working for several years, the level of involvement and commitment to the project is very high in the adjoining villages. As time passes, nests are left in situ over ever-larger areas of the intensive study area. These nests are clearly marked and are not disturbed over the course of incubation.

The island programs are more expensive and logistically challenging. The only oceanic island where TAMAR has established a station is the Marine National Park of Fernando de Noronha. A field team resides at the station year-round. There are several beaches on the main island of this archipelago, which are patrolled nightly (December-May) to tag and measure nesting females and to mark and monitor nests. All nests are protected in situ; after hatching, nests are exhumed and the contents recorded. In the case of the Biological Reserve of Atol das Rocas, field teams are transported to the atoll by boat and remain there for two-week periods. There is complete coverage of the 1 km beach (December-May) to tag and measure nesting females and mark and monitor nests. Samples of nests are exhumed post-hatching and analyzed each year. There has been a regular tagging of gravid females on Trindade Island, but no conservation efforts have been necessary. There is a naval facility there and the island, which supports the largest green turtle rookery in Brazil, is closed to the public. Trindade Island provides an excellent research opportunity because the local green turtle colony has been undisturbed.

Institutional structure

TAMAR, at first a federal government program created in 1980 by IBAMA to protect the sea turtles of Brazil quickly expanded and became unmanageable for a number of reasons. Chief among these was an increasing need for a single entity to manage the financial aspects of the program. In 1988, the decision was made to create a legal institution, called FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, a non-profit foundation, to support, raise money and co-administer TAMAR with the government. At the present time, TAMAR is funded in approximately equal shares by the government and the foundation. The foundation receives funds from private corporations and donors. Another important source of income is provided by the sale of TAMAR products made by local communities.

Of the 300 people working in the 23 TAMAR field stations, 250 are salaried by FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR; about 90% of them are fishermen and other local villagers. In most of the beaches where TAMAR is active, the program is a primary source of income, both direct and indirect, to the local village. Most of the funds raised by FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR are invested in the communities where TAMAR develops its activities and this is one of the main reasons that the program has been so successful in the fishing villages.

Educational programs

TAMAR staff lives at the stations year-around, not just during the nesting season, and their presence has bolstered the image of the program. TAMAR is seen not as an elitist project, but as an integral part of the village community. This integration is the heart of the TAMAR project and central to the success of its efforts to provide for the sustained conservation of sea turtles and a corresponding benefit to the lives of coastal residents. One of the most important aspects of the project is community outreach and education within the coastal villages, including school presentations of videos and slides, hatchling release ceremonies, and festivals. To the extent possible, the resident TAMAR station manager also provides direct assistance to the villagers. This may include the provision of medical or other essential supplies, support for alternative sources of income (crafts, eco-tourism, T-shirts), transportation in emergencies, sponsorship of special clubs or entertainment programs for children, etc. The primary community benefit, however, has been the hire of ex-poachers to patrol the beaches, giving them status within their communities, greater knowledge of the sea turtles, an enhanced conservation ethic as well as an alternative source of income.

One station in each state is equipped with simple rearing facilities where a small number (20-40) of turtles in various life history stages are maintained for public education purposes. These facilities are open to the public. TAMAR also has an intern training program involving approximately 50 biology students or recent graduates each year. The main objective of the intern program is to train individuals in marine turtle protection and management by providing them with conservation experience and the opportunity of integrating their academic background with the practical realities of conservation, and to infuse new ideas into TAMAR.

Future goals

Now that TAMAR is well established in providing for the protection of sea turtles on all main nesting beaches, it is focusing on the development of protection programs in priority feeding areas. These areas are often characterized by an increasing number of accidental drowning due to various forms of fishing nets (seines, trawls) and "currais" (a type of large fish trap). Based on the nesting beach model, three research and monitoring stations have already been established. Another main objective is to increase the self-sustainability of the conservation and development activities of TAMAR.

Acknowledgements

We are very grateful to the staff and interns of Projeto TAMAR/IBAMA who, since 1982, have made this exhausting but exhilarating program possible in fishing villages throughout the northeastern Atlantic coast of Brazil. We want to make special mention of Joao Carlos Thomé, Vice President of FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR, for dedicating so much time and energy to the program.

In addition to support received from the government of Brazil (IBAMA), financial assistance for the program is received through FUNDAÇÃO PRÓ-TAMAR. Another major contributor to the program at the national level is PETROBRAS. Further support is received by Frankfurt Zoological Society, local governments, Fundação O Boticário, WWF and Conservation International.

References

Groombridge, B. (Compiler). 1982. "Red Data Book, Amphibia-Reptilia, Part I: Testudines, Crocodylia, Rhynchocephalia". Intl. Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), Gland, Switzerland Marcovaldi, M. A. & Marcovaldi, G. (1993 ?). "Marine turtles of Brazil II. Results of field investigations, 1982-1991". Submitted to "Biological Conservation".

RESULTADOS DE SIETE TEMPORADAS (88/89 A 94/95) DE ANIDACIÓN DE TORTUGAS MARINAS EN BASE GURIRI, ESPIRITO SANTO, BRASIL

L. M. de P. M. MOREIRA* y **A. S. dos SANTOS**
Proyecto TAMAR-IBAMA, Base Guriri, Caixa Postal 153, São Mateus, Espirito Santo, CEP 29930 000, BRASIL

RESUMEN

Dos playas en el norte del Estado de Espirito Santo constituyen un importante área de anidación para tortugas marinas, y como parte del programa nacional del Proyecto TAMAR-IBAMA se estableció la Base Guriri, iniciando con trabajos sistemáticos sobre investigación, protección y educación ambiental en la Isla de Guriri en 1988 y en la Isla de Campo Grande el año siguiente. Se da un seguimiento a 58 km de playa desde septiembre a marzo, con patrullas nocturnas cada día durante el periodo de máxima anidación, de octubre a diciembre. Al inicio del trabajo, el saqueo de nidos fue intenso, por lo que se trasladaron casi todos a corrales de protección; gracias a los logros de las actividades de educación ambiental - que son una prioridad del Proyecto en la Base Guriri - durante los últimos años ha sido posible dejar cerca de 40% de los nidos en Guriri *in situ*. El total de nidos registrados durante 7 temporadas fue 909, con 106,263 huevos y 76,300 crías liberadas. Las especies de tortugas marinas que se han registrado en esta área son *Caretta caretta, Dermochelys coriacea, Eretmochelys imbricata* y *Lepidochelys. olivacea*; 93.4% de los nidos son de *C. caretta*, y ninguna de las otras tres ha rebasado el 2%. El número de nidos de *C. caretta* ha fluctuado entre 74 a 158 por temporada. El promedio del porcentaje de eclosión (PE) para nidos *in situ* ha variado del 51.7% al 87.8% por temporada, con un promedio general de 74.3%, mientras que para nidos trasladados, el intervalo fue de 59.7% al 78.3% por temporada, con una media universal de 70.4%. En cuatro de las siete temporadas el PE fue mayor en nidos *in situ*. El tiempo medio de incubación y emergencia fue 52.5 días para nidos *in situ*, y 61.4 días para nidos trasladados.

INTRODUCCIÓN

Hasta finales de la década de los 70's había muy pocos datos sobre la ocurrencia de tortugas marinas en la costa brasileña, y mucho menos sobre el estado de sus poblaciones. En 1979 un grupo de oceanógrafos nacionales recorrió parte de este litoral, inspeccionando y trazando mapas de las principales áreas de ocurrencia de estos animales y las playas, dando inició al "Programa Brasileiro de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas", del "Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováeis" (Proyecto TAMAR-IBAMA); en la actualidad, el Proyecto está co-administrado por la Fundação PRO-TAMAR. En 1982 se establecieron 3 bases de protección en playas de anidación y se empezó a dar seguimiento a cerca de 110 km de playa. Actualmente el área protegida por el Proyecto se ha extendido hasta incluir 2 bases en zonas de alimentación y 20 bases en zonas de anidación, con un total de casi 1,000 km de playa protegida. De

* Dirección actual: Proyecto TAMAR-IBAMA, Base Comboios, Caixa Postal 105, Linhares, Espirito Santo, CEP 29-900-970, Brasil.

estos, el Estado de Espirito Santo cuenta con 5 bases, desde donde se protegen cerca de 200 km de playa (fig. 1A).

La Isla de Guriri, que depende de la Base Guriri, ha sido estudiada desde 1988, y el año siguiente se incluyó la Isla de Campo Grande, ubicada inmediatamente al sur de Guriri (fig. 1C). Junto con el programa de investigación, marcaje de hembras y protección y manejo de huevos, fueron implantadas actividades fundamentales de educación ambiental, así como operaciones de fiscalización y protección de los ecosistemas asociados con la Mata Atlántica, "restingas" y manglares de la zona. Aunque en general estos ecosistemas están en buen estado de conservación, sufren grandes presiones por actividades de especulación inmobiliaria y desarrollos costeros.

ÁREA DE TRABAJO

El área de responsabilidad de la Base Guriri comprende de las dos islas adyacentes de Guriri y Campo Grande, ambas ubicadas en la Municipalidad de São Mateus, en el norte del litoral del Estado de Espirito Santo, Brasil. La Isla de Guriri se ubica entre las bocas de los Ríos São Mateus (18'35° S) y Mariricu-Barra Nova (19'00° S) y tiene 42 km de largo y 3 km en ancho promedio. Cuenta con 3 núcleos de población: dos pequeños poblados - uno a cada extremo de la Isla - y un tercero, urbanizado y situado en la parte centro-norte, con un balneario de 2.5 km. En este último residen aproximadamente 2,500 pobladores a lo largo del año; no obstante, durante los meses de diciembre a marzo el número de habitantes puede llegar a ser 50,000, por el gran flujo de turistas veraniegos. Campo Grande está ubicada entre las bocas de los Ríos Mariricu-Barra Nova y Ipiranga-Barra Seca (19'05° S), y tiene 16 km de largo. Es una playa relativamente desierta, con sólo unos 50 pescadores artesanales, residentes de la zona, y sus casas humildes, así como algunas propiedades rurales; unos pocos turistas frecuentan esta isla.

Tal como se caracteriza la región, estas islas son productos de procesos de deposición en zonas de deltas crecientes, con grandes extensiones de playas y dunas ininterrumpidas. La amplitud de la marea varía de 0.0 m en bajamar hasta 1.7 m en pleamar, con un promedio de 0.8 m. Las playas en general presentan un perfil bajo, que se inunda con las mareas máximas, arena cuarzoso de granos de tamaño fino y con pequeños depósitos de arena mineralizada. En el extremo sur de ambas islas se encuentrán pequeños afloramientos de "arenito," donde aumenta el tamaño del grano de la arena.

La zona supra-litoral, como en casi todo el norte del Estado de Espirito Santo, tiene un sistema de dunas fijas, con vegetación litoral que caracteriza esta región. Cuatro tipos de vegetación, que se diferencian zonas desde la playa hacía tierra adentro son los más relevantes para el presente trabajo. La "graminoide" está constituida por: "graminea de la playa" (*Sporobolus virginicus*); "capim de la arena" (*Panicum racemosum*); *Ipomoea* spp.; y "frijol de la playa" (*Canavalia obtusifolia*). La "palmoide" incluye: "guriri" (*Diplothemium maritimum*); "alfinetes de la playa" (*Phaepalanthus* sp. y *Syngonanthus* sp.). "Restinga parque" está constituida por dominantes tales como: *Eugenia* sp., *Miconia* sp., *Ouratea* sp. y *Psidium* sp. Finalmente, el más lejos del mar se encuentra la "mata alta de restinga" (IBAMA, 1989).

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo sistemático en Isla Guriri empezó en septiembre de 1988, y en la Isla de Campo Grande en el mismo mes del año siguiente. A lo largo de la temporada de anidación, desde septiembre hasta marzo, los 42 km de playa en Guriri fueron recorridos por el equipo técnico, y durante los tres meses con mayor actividad de anidación, octubre a diciembre, se realizaron, diaria y sistemáticamente, recorridos nocturnos en vehículos de propulsión total y bicicletas, así como a pie. En cambio, debido a la dificultad de acceso, la Isla de Campo Grande fue visitado por técnicos de manera esporádica, y sus 16 km fueron recorridos rutinariamente por sólo 3 pescadores.

Estos pescadores, más 6 otros en Guriri, son contratados por el Proyecto TAMAR-IBAMA, y cada uno es responsable por patrullar en la madrugada, o mañana, un tramo de playa de 5 a 7 km. Ellos llevan los huevos de todos los nidos de tortugas marinas que encuentran a un punto de colecta para los técnicos, y su posterior traslado a un corral de protección.

Desde la Base de Guriri se manejan dos corrales de protección. Uno, de 4 x 6 m, se ubica en el extremo sur de la Isla, en la playa cerca de Barra Nova; el segundo, de 5 x 8 m, está en frente de la sede técnico-administrativo. Ambos corrales se ubican entre 5 y 10 m de la línea de marea máxima, en una zona de la duna donde usualmente los nidos quedan *in situ*, protegidos de la acción de la marea.

Debido a la frecuencia del saqueo de nidos por pescadores y otros moradores costeros, casi todos los nidos, de ambas islas, fueron trasladados a un corral de protección durante los primeros años. Con el avance de las actividades de educación ambiental, ha sido posible dejar en estado natural todos los nidos en Isla Guriri que no estén sujetos a erosión, por lo cual solamente los nidos puestos en la línea de marea máxima han sido trasladados durante los últimos años. En cambio, todos los nidos encontrados en la Isla de Campo Grande han sido trasplantados a un corral de protección, ubicado en el extremo sur de la Isla Guriri.

Los nidos *in situ* están cubiertos con una tela metálica, la cual se entierra superficialmente en la playa, con la finalidad de proteger los huevos de depredadores, como zorros. La luz de malla es de 7 x 8 cm, que permite la salida libre de las crías al emerger del nido. Se marca cada uno de estos nidos con una estaca numerada.

En cuanto al manejo de los nidos trasladados, se procura realizar el transporte de los huevos en menos de 12 horas después de la puesta; no obstante, a veces se encuentran nidos dejados *in situ* que están en peligro por erosión de la playa, y estos también son trasladados a corrales de protección. Para fines del traslado, se acomodan los huevos en cajas de poliuretano, alternando camadas de huevos con arena extraída del nido, y haciendo todo posible para reducir al mínimo el movimiento de los mismos. Cada nido es manejado en forma separada.

Los huevos removidos a los corrales se colocan en nidos escarbados por técnicos, con dimensiones similares a las de los nidos naturales; al enterrarlos, se cuenta el número de huevos. Estos nidos en corral se organizan en líneas, con una separación de aproximadamente 1 m entre ellos; cada uno está rodeado por un cilindro de tela plástica enterrado unos 10 cm en la arena, con una estaca numerada a lado. El cilindro, tiene la

función de impedir que las crías se escapan del corral al salir del nido, lo cual hace posible la cuantificación de ellas y el control del nido.

Cuando se preveía que las crías de un nido en corral estuvieron por emerger, se lo revisa cada hora durante la noche, con el objetivo de contar y liberar los recién nacidos lo antes posible después de su emergencia del nido. La eclosión de crías de nidos *in situ* fue confirmada por la presencia de huellas de las crías que salieron del nido, o la detección de un hundimiento de la arena superficial sobre las crías que ya eclosionaron y se encuentran subiendo del nido.

Tanto los nidos *in situ* como los del corral fueron escarbados la tarde después de la emergencia. El contenido del nido fue analizado por el número de: crías vivas (pero no emergidas); crías muertas; huevos no eclosionados y cascarones de huevos eclosionados. En todos los nidos *in situ* se estimó el número de crías eclosionadas a través del conteo del número de cascarones. Los huevos no eclosionados fueron abiertos y revisados para la presencia de embriones, los cuales fueron clasificados como grandes, medianos o pequeños, y en el caso de no detectar evidencia de desarrollo embrionario se les clasificaron como "infértiles." También se registraron los números de crías deformadas y "albinas." Las crías vivas fueron liberadas al mar inmediatamente después de terminar el análisis del contenido del nido.

El cálculo del porcentaje de eclosión fue: PE = V/OT x 100%, donde:
V = número de crías vivas (o cascarones en el caso de nidos *in situ*); y
OT = número de huevos incubados (no incluyó los huevos dañados por el manejo).

Para el cálculo del promedio de PE en nidos *in situ* no se incluyó aquellos nidos que fueron: saqueados, destruidos; inundados por el mar; o depredados por animales. Por otro lado, se incluyeron en el cálculo del PE por nidos, tanto *in situ* como trasladados, todos aquellos que presentaron 100% de huevos aparentemente "infértiles.

El Tiempo Medio de Incubación y Emergencia (TMIE) fue calculado del número de días desde la puesta del nido hasta la emergencia de la primera cría fuera del nido.

Cuando se encontró una hembra en la playa, se la marcó y midió después que puso sus huevos, pero los datos relacionados con las hembras se las presentarán en otro artículo.

Concomitantemente con el inicio de los trabajos de investigación y protección en la playa, se creó un centro de visitación para la recepción de turistas y otros visitantes, donde se despliegan caparazones, huevos y crías conservados, carteles educativos, televisión, video, libros y otros artículos disponibles al público. Así que además de los trabajos de investigación y protección en la playa, las tareas de educación ambiental son de gran trascendencia para las comunidades de pescadores, así como para los escolares y turistas. Aunque la tortuga es la "especie bandera" en estas actividades, por lo cual se da énfasis en su biología y conservación, se incluyen otros temas como la problemática de planeación urbana, basura, reservas ecológicas y las funciones de varios ecosistemas (*e.g.*, mangle, duna y bosque litoral). La meta del Proyecto es proteger a las tortugas marinas a través de la colaboración y participación con las comunidades costeras (Thomé *et al.*, este volumen).

Con fines de facilitar el acceso y la comunicación, la sede técnico y administrativo de la Base Guiri, así como el centro de visitación, está ubicado estratégicamente en el balneario. De la misma manera, se facilita el desarrollo de campañas educativas dirigidas

tanto a los turistas como a miembros de la comunidad. En este local se concentran, en el área de la Base Guriri, las actividades de educación ambiental.

RESULTADOS

Después de las 7 temporadas, se registraron la ocurrencia de nidos de *Caretta caretta*, *Dermochelys coriacea*, *Eretmochelys imbricata* y *Lepidochelys olivacea*. El número total de nidos registrados fue 909, con 106,263 huevos incubados y 76,300 crías liberadas.

Del total de nidos registrados, 93.4% fue de *C. caretta*; el 2.0% fue de *E. imbricata* y 1.2 fue registrado por ambos *D. coriacea* y *L. olivacea*. En 20 nidos (2.2%) no fue posible identificar la especie (fig. 2).

La temporada con el mayor número de nidos de *C. caretta* fue 1992/93, con 158 nidos, y la de 1988/89 presentó la menor cantidad, con 74 nidos (aunque esta cifra no incluye Isla de Campo Grande). En el caso de *D. coriacea*, el máximo fue en 1989/90, con 5 nidos; no hubo registro de nidos de esta especie para la temporadas de 1990/91, 1993/94 ó 1994/94. El comportamiento de *L. olivacea* fue similar, con el máximo de 3 nidos en 1989/90, y ningún registro durante las temporadas de 1990/91, 1992/93 y 1993/94. *E. imbricata* tuvo su mayor número de nidos en 1993/94, con 6 registros, mientras que en 1990/91 y 1992/93 no hubo registros. Durante la temporada de 1991/92 fue posible determinar la especie de todos los nidos, y el mayor número de incógnitos fue registrado durante la temporada de 1993/94, con 6 nidos (figs. 3 y 4).

Debido a que *C. caretta* fue la especie que contribuyó con la gran mayoría de nidos, los análisis detallados, a continuación, fueron limitados sólo a ella. A pesar de que la temporada con mayor número de huevos protegidos fue la de 1992/93, el mayor número de crías liberadas fue en 1993/94 (fig. 5). A lo largo del periodo de trabajo, ha aumentado el número de nidos dejados *in situ*, con el máximo en 1994/95 (fig. 6).

Considerando los datos de todas las temporadas, el promedio del porcentaje de eclosión, PE, para nidos trasladados fue 70.4% y para nidos *in situ*, 74.3%. En cuanto al análisis por temporadas, en nidos removidos el mejor PE fue de 78.3% para 1991/92, y el más bajo fue de 59.7% para 1994/95. En el caso de nidos *in situ*, el PE más alto fue de 87.8% en 1989/90 y el peor fue de 51.7% en 1988/89. En cuatro temporadas el promedio del PE en nidos *in situ* fue mayor que el de los nidos trasladados (fig. 7)

El tiempo medio de incubación y emergencia, TMIE, varió de temporada a temporada, y también con el tipo de manejo. La mayor variación entre los dos tipos de manejo fue en 1989/90, con un promedio de 61.4 días para nidos removidos y 52.5 días para los *in situ*. Durante la temporada de 1991/92 se registraron valores muy semejantes: 61.5 días para nidos trasladados y 60.5 días para nidos *in situ* (fig. 8).

DISCUSIÓN

La Base de Guriri, junto con las otras 4 bases del norte del Estado de Espirito Santo, constituyen algunas de las playas más importantes para la anidación de tortugas

marinas en todo Brasil; Guriri es especialmente importante para *C. caretta*, e inclusive es uno de los pocos sitios en el litoral Brasileño donde ocurren anidaciones de *D. coriacea*.

Los datos de 7 temporadas de anidación en Guriri muestran que la especie más importante es *C. caretta*, y se ha presentado una notable desigualdad en el número de nidos de temporada a temporada. Esta variación temporal ha sido registrado con otras especies, en otras regiones del mundo, incluyendo las poblaciones más grandes (Dodd, 1988). La razón por este suceso es desconocida.

Debido a que se observaron muy pocas hembras en la playa, la determinación de especie dependía en la mayoría de los casos de la identificación de las crías. Sin embargo, en el caso de nidos en los cuales ningún huevo presentó evidencia de desarrollo embrionario, o al no encontrar ninguna cría (ni viva ni muerta) en el nido *in situ*, no fue posible identificar la especie (con la rara excepción de *D. coriacea*, por el tamaño del huevo).

Gracias a los recorridos diarios realizados por el equipo técnico y los pescadores en la madrugada o mañana, a lo largo de toda la temporada, fue posible registrar todos los nidos puestos durante cada temporada.

Para la situación en Base Guriri, el mejor tipo de manejo de nidos es dejándolos *in situ*, ya que así se interfiere lo mínimo posible con el proceso natural de incubación. Actualmente, todos los nidos en la Isla de Guriri situados arriba de la línea de marea máxima son dejados en el sitio de la puesta original, y se les da un intenso seguimiento. En cambio, los nidos de la Isla de Campo Grande no son dejados *in situ* debido a la dificultad de acceso para los técnicos, así imposibilitando el seguimiento sistemático, y por el otro lado favoreciendo el saqueo de los nidos.

Ocurren también variaciones en los PE para cada temporada, y por eso la temporada en que se registró el mayor número de nidos no fue, como se esperaba, la en que se liberaron el mayor número de crías. Esta variación en el PE ocurre en nidos tanto trasladados como *in situ*.

Estos hechos pueden estar relacionados con diversos factores, incluyendo los abióticos (temperatura y humedad, entre otros), biológicos (bacterias, hongos, insectos y raíces de plantas, entre muchos otros) (Dodd, 1988), antropogénicos (*e.g.*, técnicas de manejo), o bien características propias de las tortugas (*e.g.*, fecundidad y fertilidad) (Alvarado y Figueroa, 1989).

Los nidos que se quedaron *in situ* son muy importantes como control para comparar los resultados de PE y TMIE con los nidos trasladados, y así procurar mantener las condiciones de nidos manejados lo más cercano posible a las naturales. Entre éstas, una de las más importantes es la determinación del sexo del embrión a través de la temperatura de incubación (Mrosovsky y Yntema, 1980).

Estas consideraciones son de alta prioridad, especialmente en la protección y rehabilitación de poblaciones de tortugas marinas, como es el caso de las de Brasil. La preocupación es constante en todos los trabajos de manejo en las bases del Proyecto TAMAR-IBAMA, y recientemente se han iniciado algunos estudios detallados sobre las condiciones de incubación, y su relación con técnicas de manejo.

Ahora los mismos pescadores que antes sacaron huevos de la playa, colaboran con el Proyecto, y los riesgos más importantes son redes agallaras en frente de la playa, la

marinas en todo Brasil; Guriri es especialmente importante para *C. caretta*, e inclusive es uno de los pocos sitios en el litoral Brasileño donde ocurren anidaciones de *D. coriacea*.

Los datos de 7 temporadas de anidación en Guriri muestran que la especie más importante es *C. caretta*, y se ha presentado una notable desigualdad en el número de nidos de temporada a temporada. Esta variación temporal ha sido registrado con otras especies, en otras regiones del mundo, incluyendo las poblaciones más grandes (Dodd, 1988). La razón por este suceso es desconocida.

Debido a que se observaron muy pocas hembras en la playa, la determinación de especie dependía en la mayoría de los casos de la identificación de las crías. Sin embargo, en el caso de nidos en los cuales ningún huevo presentó evidencia de desarrollo embrionario, o al no encontrar ninguna cría (ni viva ni muerta) en el nido *in situ*, no fue posible identificar la especie (con la rara excepción de *D. coriacea*, por el tamaño del huevo).

Gracias a los recorridos diarios realizados por el equipo técnico y los pescadores en la madrugada o mañana, a lo largo de toda la temporada, fue posible registrar todos los nidos puestos durante cada temporada.

Para la situación en Base Guriri, el mejor tipo de manejo de nidos es dejándolos *in situ*, ya que así se interfiere lo mínimo posible con el proceso natural de incubación. Actualmente, todos los nidos en la Isla de Guriri situados arriba de la línea de marea máxima son dejados en el sitio de la puesta original, y se les da un intenso seguimiento. En cambio, los nidos de la Isla de Campo Grande no son dejados *in situ* debido a la dificultad de acceso para los técnicos, así imposibilitando el seguimiento sistemático, y por el otro lado favoreciendo el saqueo de los nidos.

Ocurren también variaciones en los PE para cada temporada, y por eso la temporada en que se registró el mayor número de nidos no fue, como se esperaba, la en que se liberaron el mayor número de crías. Esta variación en el PE ocurre en nidos tanto trasladados como *in situ*.

Estos hechos pueden estar relacionados con diversos factores, incluyendo los abióticos (temperatura y humedad, entre otros), biológicos (bacterias, hongos, insectos y raíces de plantas, entre muchos otros) (Dodd, 1988), antropogénicos (*e.g.*, técnicas de manejo), o bien características propias de las tortugas (*e.g.*, fecundidad y fertilidad) (Alvarado y Figueroa, 1989).

Los nidos que se quedaron *in situ* son muy importantes como control para comparar los resultados de PE y TMIE con los nidos trasladados, y así procurar mantener las condiciones de nidos manejados lo más cercano posible a las naturales. Entre éstas, una de las más importantes es la determinación del sexo del embrión a través de la temperatura de incubación (Mrosovsky y Yntema, 1980).

Estas consideraciones son de alta prioridad, especialmente en la protección y rehabilitación de poblaciones de tortugas marinas, como es el caso de las de Brasil. La preocupación es constante en todos los trabajos de manejo en las bases del Proyecto TAMAR-IBAMA, y recientemente se han iniciado algunos estudios detallados sobre las condiciones de incubación, y su relación con técnicas de manejo.

Ahora los mismos pescadores que antes sacaron huevos de la playa, colaboran con el Proyecto, y los riesgos más importantes son redes agallaras en frente de la playa, la

destrucción de hábitat por actividades de desarrollo y recreación, así como perturbaciones a la playa por la gran afluencia de turistas.

CONCLUSIONES

Aunque 4 especies de tortugas marinas anidan en Guriri, *Caretta caretta* es la especie predominante, con entre 74 y 158 nidos por temporada; el número de nidos registrados por temporada de las otras especies nunca ha rebasado a 6, y comúnmente no se las registran durante una temporada. En cuanto a los datos de *C. caretta*, el promedio del porcentaje de eclosión (no contando aquellos nidos que fueron perdidos completamente) fue variable pero frecuentemente mayor en nidos *in situ* que en nidos trasladados. Existen también variaciones en el tiempo medio de incubación y emergencia, y aunque no ha sido analizado estadísticamente, parece ser más largo en nidos transplantados. Cabe señalar que, gracias a los esfuerzos de educación ambiental y participación comunitaria, la proporción de nidos dejados en condiciones naturales es cada vez mayor.

AGRADECIMIENTOS

A los coordinadores nacionales del Proyecto TAMAR-IBAMA, Neca y Guy y a los coordinadores estatales, Cecilia y Joca, por la orientación, amistad y confianza depositada.

A todas las organizaciones, personas y empresas que apoyaron, y apoyan, el Proyecto TAMAR-IBAMA; en especial agradecemos a PETROBRÁS por su continua ayuda; también agradecemos a: ARACRUZ CELULOSE, Chelonia Institute, FUNDAÇÃO O BOTICÃRIO, Varig y WWF.

A todas las personas que trabajaron para la preservación de la tortugas en la Base de Guriri.

Al Dr. Jack Frazier por su amistad y apoyo con este escrito.

LITERATURA CITADA

Alvarado, J. y A. Figueroa. 1989. Ecologia y conservación de las tortugas marinas de Michoacan, México: Segunda parte. Cuadernos de Investigación, 7. Unidversidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo, México

Dodd, C. K., Jr. 1988. Synopsis of biological data on the loggerhead sea turtle, *Caretta caretta* (Linnaeus 1758). Biological Report, Washington, D. C. 88(14): NMFS

IBAMA (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renovaveis) 1989. Unidadades de Conservaçao do Brasil. Vol. 1: Parques e Reservas Biológicas, Brasilia. 182 pp.

Mrosovsky, N. y C. L. Yntema.1980. Temperature dependence of sexual differentiation in sea turtles: Implications for conservation. Biological Conservation 18: 271-280.

Thomé, J. C. A., C. Baptistotte, J. T. Scalfone, D. de B. Rieth, A. de P. S. Almeida, L. M. de P. Moreira, A. S. dos Santos, M. R. Ledermann y P. Antar. (este volumen). Actividades de educación ambiental y participación comunitaria desarrolladas por el Proyecto TAMAR-IBAMA en el Estado de Espirito Santo, Brasil. Memorias del XII Encuentro Interuniversitario y II Internacional para la Conservación de las Tortugas Marinas; Mazunte, México; junio de 1995.

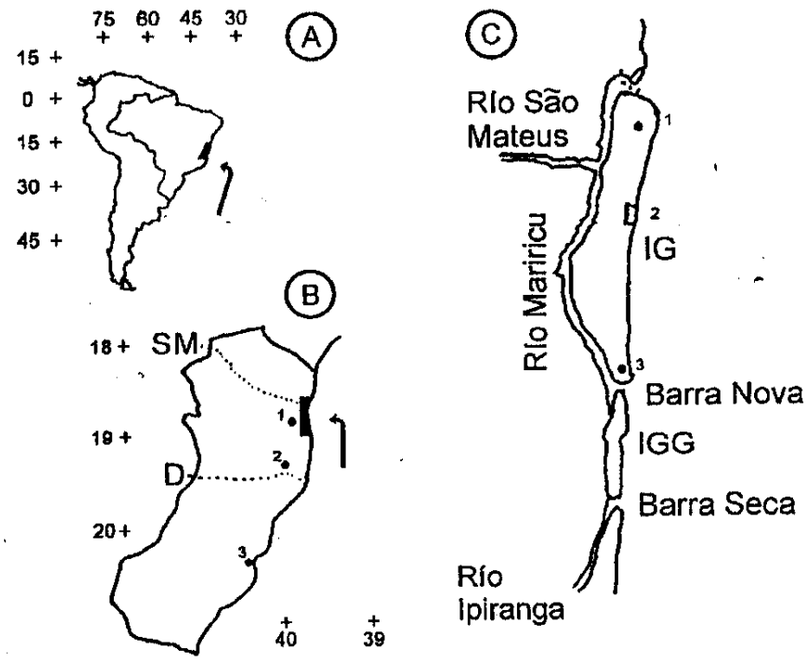


Figura 1. El área de estudio: (A) la ubicación del Estado de Espirito Santo en Brasil; (B) área de estudio en el litoral del Estado de Espirito Santo, con las ciudades de "1" = São Mateus; "2" = Linhares y "3" = Vitoria, así como los ríos "SM" = São Mateus y "D" = Dulce; (C) las playas recorridas por el Proyecto TAMAR-IBAMA, Base de Guriri: "IG" = Isla Guriri, "1" = Poblado de Barreiras, "2" = Balneario de Guriri, "3" = Poblado de Barra Nova y "ICG" = Isla Campo Grande.

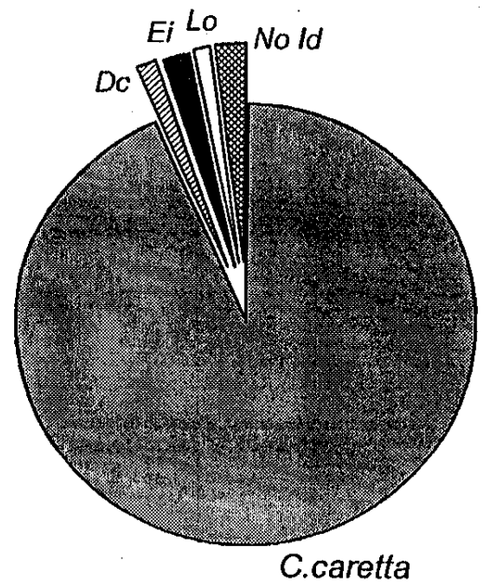


Figura 2. Porcentaje de nidos por especie de tortuga marina, registrados durante 7 temporadas (1988/89-1993/94), por el Proyecto TAMAR-IBAMA Base Guriri: "Dc" = *Dermochelys coriacea*, "Ei" = *Eretmochelys imbricata*, "Lo" = *Lepidochelys olvivacea*, "No Id" = especie no identificada.

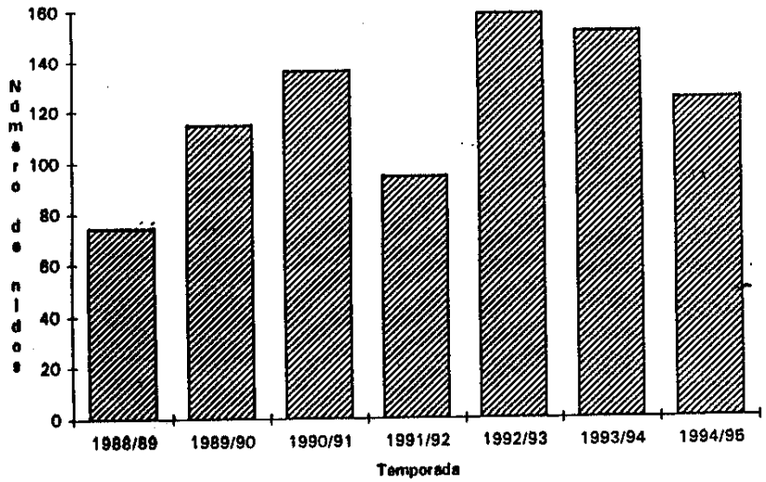


Figura 3. Número de nidos de *Caretta caretta* registrados por el Proyecto TAMAR-IBAMA Base Guriri, por temporada (la temporada de 1988/89 incluyó sólo la Isla de Guriri, y nó la Isla de Campo Grande).

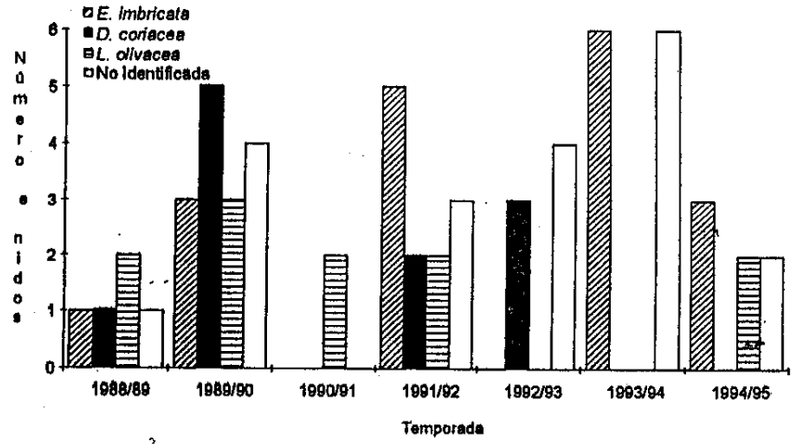


Figura 4. Número de nidos de *Eretmochelys imbricata, Dermochelys coriacea, Lepidochelys olivacea* y especie no identificada, registrados por el Proyecto TAMAR-IBAMA Base Guriri, por temporada (la temporada de 1988/89 incluyó sólo la Isla de Guriri, y no la Isla de Campo Grande).

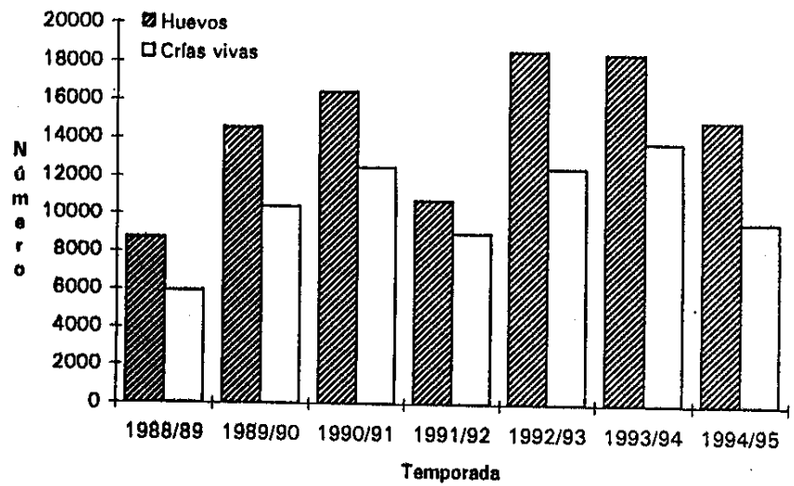


Figura 5. Número de huevos y crías vivas de *Caretta caretta* registrados por el Proyecto TAMAR-IBAMA Base Guriri, por temporada (la temporada de 1988/89 incluyó sólo la Isla de Guriri, y no la Isla de Campo Grande).

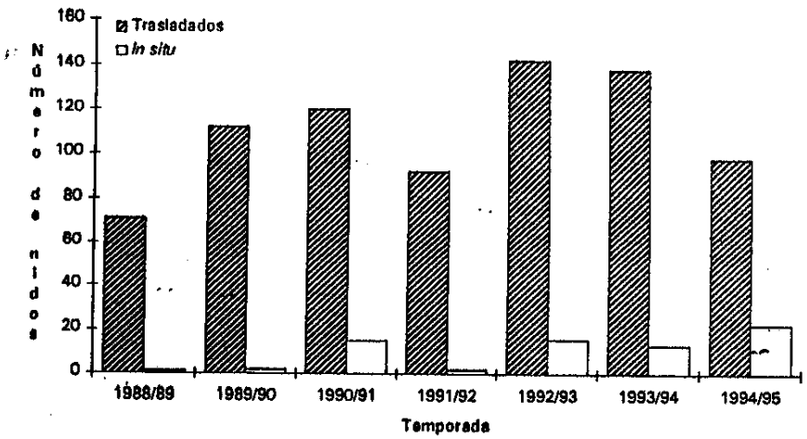


Figura 6. Número de nidos de *Caretta caretta*, trasladados y dejados *in situ*, registrados por el Proyecto TAMAR-IBAMA Base Guriri, por temporada (la temporada de 1988/89 incluyó sólo la Isla de Guriri, y no la Isla de Campo Grande).

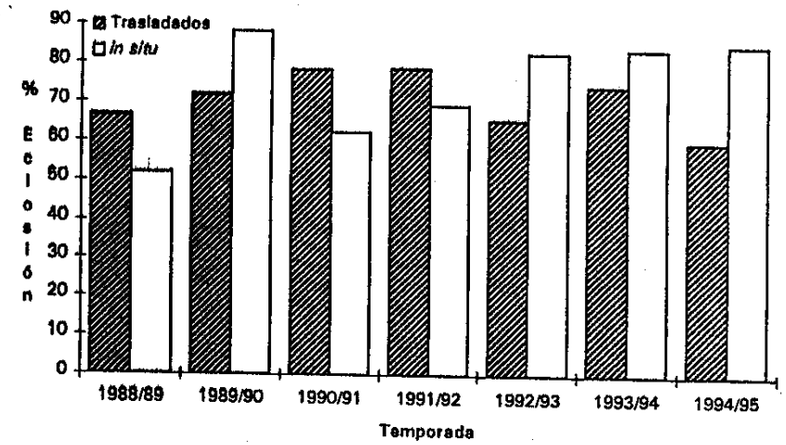


Figura 7. Porcentaje media de eclosión de nidos de *Caretta caretta*, según el tipo de manejo - trasladados o dejados *in situ* - registrados por el Proyecto TAMAR-IBAMA Base Guriri, por temporada (la temporada de 1988/89 incluyó sólo la Isla de Guriri, y no la Isla de Campo Grande).

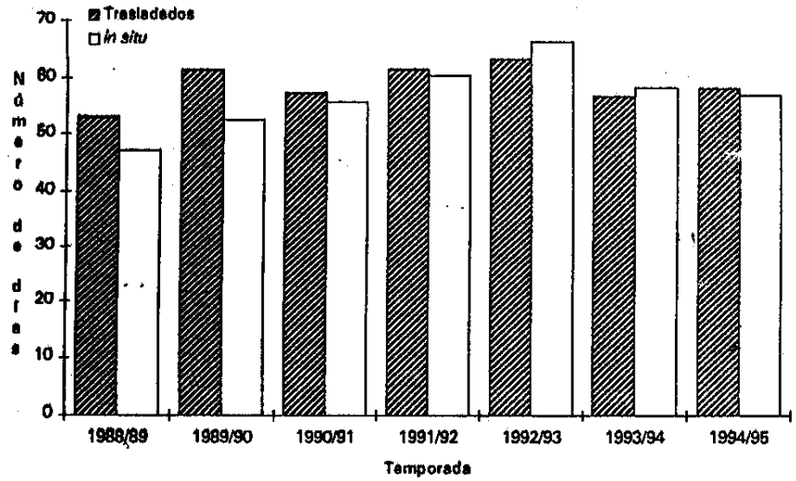


Figura 8. Tiempo medio de incubación y emergencia de nidos de *Caretta caretta*, según el tipo de manejo - trasladados o dejados *in situ* - registrados por el Proyecto TAMAR-IBAMA Base Guriri, por temporada (la temporada de 1988/89 incluyó sólo la Isla de Guriri, y no la Isla de Campo Grande).

ACTIVIDADES DE EDUCACIÓN AMBIENTAL Y PARTICIPACIÓN COMUNITARIA DESARROLLADAS POR EL PROYECTO TAMAR-IBAMA EN EL ESTADO DE ESPÍRITU SANTO, BRASIL.

J.C.A. Thome, C. Baptistotte, J.T. Scalfone,
D. Da B. Rieth, A. De P.S. Almeida, L.M. Moreira
A. S. Dos Santos, M. R. Ledermann ,P. Antar

Proyecto TAMAR-IBAMA, Base De Guriri.

El proyecto TAMAR IBAMA tiene 15 años trabajando sobre la conservación de las tortugas marinas en Brasil. En el Estado de Espíritu Santo hay 6 Bases, desde donde se patrullan un total de 200 km.de playa, y se registran y protegen anualmente 800 nidos. Casi el 98% de los nidos son de *Caretta caretta* , pero también anidan *Lepidochelys Olivácea* , *Chelonia midas, Dermochelys Coriacea y Eretmochelys imbricata.*

Las características del área de estudio varías desde pequeñas habitaciones de pescadores artesanales que junto con sus familias, viven en la zona, hasta sitios turísticos con uso intensivo, limitado a casi 3 meses del verano. Por esta razón, los trabajos de educación ambiental varían entre bases, pero siempre enfocan en las necesidades y el desarrollo de las comunidades locales, en especial en la gente joven: En pequeñas comunidades se crearon Centros de Visitantes que sirven para puntos de contacto para actividades sociales, donde se realizan pláticas y otras actividades tales como: videoclub, grupo de teatros de moradores, grupo de estudios para adolescentes y jóvenes, biblioteca comunitaria, huerta comunitaria, vivero de especies vegetales nativas y recepción de visitantes. Además se ha apoyado otras actividades culturales como artesanías, para ser comercializadas en otras bases de TAMAR a nivel nacional. Se esta estudiando las alternativas para desarrollo e incentivos económicos para estas comunidades, de manera que los impactos ambientales, sociales y culturales sean minimizados.

En los poblados con grandes flujos de turistas, donde los residentes viven en función del aumento del número de personas durante el verano, se han construidos instalaciones para centros de recepción de visitantes, los cuales, de manera gratuita reciben información sobre actividades realizadas por TAMAR sobre las tortugas marinas; ven videos educativos sobre TAMAR y otros temas de conservación biológica , y acompañan a técnicos de TAMAR a los corrales de protección para ver la emergencia de crías, la liberación de las mismas y el trabajo realizado sobre el contenido de los nidos. Adicionalmente, se les explica sobre temas como la conservación y manejo de playas, dunas y los ecosistemas asociados . En dos bases (Comboios y Guriri), hay tanques con tortugas para apoyar la educación ambiental entre la gente de las comunidades y los turistas.

En todas las bases trabajan con la problemática de la basura sólida, la recolección y el reciclamiento de la misma, así como la búsqueda de alternativas para reducir la cantidad de basura producida. Otra constante entre bases son las pláticas que se imparten a escolares de toda área trabajada, sobre la función de TAMAR , la conservación biológica, las áreas protegidas, y la relación y dependencia del ser humano con su ambiente. El número de excursiones escolares de los centros es cada vez mayor.

La Fundación de Pro-TAMAR apoyó a la comunidad de Regencia (Base Combios) con una modesta fábrica de camisetas, donde trabajan 30 mujeres de pescadores en la producción de artículos que se comercializan en todas las bases de TAMAR y recientemente en Europa. También en Regencia se ha organizado una oficina de reciclamiento de papel, donde los jóvenes y adolescentes trabajan en una cooperativa, en la producción de productos usados en la venta de camisetas.

El proyecto TAMAR-IBAMA, a través de la fundación Pro-TAMAR, emplea cada año directa e indirectamente cerca de 200 personas, y libera anualmente cerca de 80,00 crías de tortugas marinas. Fundamentalmente en este proyecto es el aprovechamiento del mano de obra local, la lucha para el mejoramiento de la calidad de vida en los moradores de las áreas trabajadas y el desarrollo de actividades de educación ambiental. En cambio a la situación cuando empezó el proyecto, ya la matanza de hembras anidadoras y el saqueo de nidos es mínimo, y actualmente se dejan todos los nidos *in situ* .

RESULTADOS PRELIMINARES DO ESTUDO SOBRE ELASMOBRÂNQUIOS CAPTURADOS AO LONGO DA RESERVA BIOLÓGICA DE SANTA ISABEL, PIRAMBU-SE

Araújo, M.L.G.;Silva,V.C. e Silva, A.C.C.*

Com o objetivo de conhecer as capturas provenientes da pesca artesanal com rede de emalhe, realizada ao longo da Reserva Biológica de Santa Isabel (10° 30'S a 10° 44'S), foi iniciado em abril deste ano, um acompanhamento das capturas através de amostragens que no segundo trimestre, os elasmobrânquios contribuíram com 41% do total em peso dos peixes capturados, sendo *Carcharhinus porosus* a espécie de maior participação com 78,05%em peso total de elasmobrânquios capturados, com predomínio de machos juvenis e fêmeas grávidas; *Sphyma tiburo* com 12,81% exclusivamente machos juvenis, e juvenis de ambos os sexos de *Galeocerdo cuvier* representando 9,14%. No terceiro trimestre, a participação dos elasmobrânquios na captura declinou para 4,44% *Carcharhinus porosus* continuou sendo a espécie predominante com 81% do total, ocorrendo apenas indivíduos juvenis de ambos os sexos, *Sphyma tiburo* com 8,77% composto totalmente de machos juvenis e uma fêmea de *Rhinoptera honasus* com 10,23%.

*Reserva Biológica de Stª Isabel-TAMAR-IBAMA
Centro- Pirambu- Sergipe. CEP 49.190-000

ARAÚJO, M.L.; SILVA, V.C.; SILVA, A.C.C. Resultados preliminares do estudo sobre elasmobrânquios capturados ao longo da Reserva Biológica de Santa Isabel. Pirambu/SE. In: REUNIÃO DO GRUPO DE TRABALHO PARA PESCA E PESQUISA DE TUBARÕES E RAIAS DO BRASIL, 5., 1995. Rio Grande. **Anais...**, [S.l.:s.n.], 1995.

LEVANTAMENTO E AVALIAÇÃO PRELIMINAR DA ICTIOFAUNA E DOS CORAIS DA BAÍA DO SUESTE (ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA , PE, BRASIL) PARA MONITORAMENTO E IMPLANTAÇÃO DE SINALIZAÇÃO SUBMARINA NA ÁREA.

BELLINI, C.[1]; FERREIRA, B.P.[2];MAIDA, M.[2] & SANCHES, T.M.[3]

A Baía do Sueste, área de uso público do Parque Nacional Marinho Fernando de Noronha, possui uma área recifal com grande variedade de ambientes que servem como habitat para uma diversa fauna e área de alimentação da tartaruga de pente **Eretmochelys imbricata**, a mais ameaçada de extinção no mundo. Devido ao crescimento do turismo no arquipélago e porque essa baía é um dos locais mais visitados, o Projeto TAMAR/IBAMA iniciou, em Dezembro de 1994, levantamento da ictiofauna e avaliação das comunidades bentônicas, para estabelecer uma metodologia para monitoramento e proteção da área. O levantamento da ictiofauna foi realizado através de identificação visual durante mergulho livre. Foram identificadas 40 espécies de peixes pertencentes a 26 famílias, compondo uma ictiofauna diversificada e bastante similar à observada em recifes costeiros do Nordeste brasileiro. Algumas espécies foram escolhidas segundo os critérios do GBRMPA (1978) para o monitoramento e o acompanhamento da ocorrência e abundância dessas espécies fornecerá informações relevantes para o manejo. A avaliação da comunidade bentônica, também realizada através do mergulho livre, inicialmente através do censo visual. Posteriormente, foi escolhida uma faixa recifal para maior detalhamento e identificação de espécies que poderiam ser indicadoras das condições do recife. Observou-se que os gêneros de algas mais comuns são **Caulerpa**, **Halimeda** e **Lithotamium** e que existe grande abundância de zoantídeos, diversas espécies de esponjas e ascídias coloniais. Entre os corais, espécies mais encontradas são **Siderastrea stellata, Mussismilia hispida, Favia gravida** e **Porites asteroides**. Dentre os organismos observados, o coral escleractíneo **Siderastrea stellata** foi escolhido por ser uma espécie de distribuição ampla no local, por apresentar densidades elevadas e por ser sensível a distúrbios ambientais – normalmente os corais escleractíneos são os primeiros organismos do recife a sofrerem com variações ambientais, naturais ou antropogênicas. Através de "transects" e quadrantes foi verificada a abundância e o estado das colônias do coral, tais análises evidenciaram que 47,7% das colônias apresentavam sinais de mortalidade parcial. Devido à natureza preliminar do levantamento e avaliação realizados e a ausência de dados anteriores que possam ser comparados, pretende-se dar continuidade ao estudo o mais breve possível. Em termos práticos, até que novas informações estejam disponíveis para a elaboração de um programa de monitoramento eficiente, segue-se o "Princípio da Preucação" (PNUMA,1992) com o intuito de diminuir e limitar ao máximo qualquer fonte de impacto ambiental. Conclui-se a necessidade do ordenamento das atividades turísticas na Baía do Sueste e para que as atrações naturais possam ser preservadas e apreciadas por um longo tempo, como medidas emergenciais, nadar, mergulhar ou caminhar sobre o recife está vetado. Tendo como base este estudo, será implantada na Baía do Sueste uma trilha interpretiva submersa para que os usuários possam identificar os organismos e compreender a fragilidade do ambiente marinho.

[1] Projeto TAMAR/IBAMA – RN/PE - CP 50 – Fernando de Noronha/PE – 58990-000

[2]CEPENE/IBAMA - R. Dr. Samuel Hardman s/nº- Tamandaré/PE- 55578-000
[3]Fundação Pró-TAMAR - CP 50 - Fernando de Noronha/PE - 53990-000

BELLINI, C.; FERREIRA, B.P.; MAIDA, M.; SANCHES, T.M. Levantamento e avaliação preliminar da ictiofauna e dos corais da Baía do Sueste (Arquipélago de Fernando de Noronha, PE, Brasil) para monitoramento e implantação de sinalização submarina na área. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ECOLOGIA, 6., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, [S.l:s.n.], 1995, p.114.

TEMPORADAS REPRODUTIVAS 93/94/95 DA TARTARUGA MARINHA VERDE *CHELONIA MYDAS* EM FERNANDO DE NORONHA, PE, BRASIL.

BELLINI, C.[1] & SANCHES, T.M.[2]

A ilha principal do Arquipélago de Fernando de Noronha (3°45'S-32°20'W) recebe anualmente, fêmeas de **Chelonia mydas**, que procuram algumas praias para desovar. Desde 1984, as temporadas reprodutivas são monitoramentos pelo Projeto TAMAR/IBAMA - Programa Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas e, desde 1988, a principal área de desova está protegida pelo Parque Nacional Marinho. Durante a temporada reprodutiva, que nas ilhas oceânicas se estende de janeiro e julho, os pesquisadores do Projeto TAMAR/IBAMA percorrem as praias durante à noite com a finalidade de flagrar , medir, marcar e catalogar as fêmeas - como a mesma fêmea pode desovar outras vezes durante a temporada , os pesquisadores acompanham cada uma delas. Os ninhos são sinalizados e, a partir do 45° dia de incubação, são monitorados para se verificar a eclosão dos filhotes. Após o nascimento, o ninho será contabilizado. Os dados referentes à Temporada 93 são: 4 fêmeas flagradas, 23 ninhos, 2388 ovos, 1680 filhotes, eclosão 70,4% e 53 dias de incubação. Os dados da Temporada 94 são: 14 Fêmeas flagradas ("record" em Fernando de Noronha), 81 ninhos, 8278 ovos, 7013 filhotes, eclosão 84,7% e 54 dias de incubação. Temporada 95: 3 fêmeas flagradas, 20 filhotes ninhos, 1976 ovos, 1692 filhotes, eclosão 86,0% e 52 dias de incubação. Analisando as temporadas anteriores (de 1984 a 1992) apresentadas por Bellini (1993), os presentes dados corroboram com as flutuações no número de ninhos a cada ano verificadas pelo autor. De acordo com o autor, as flutuações, comuns no litoral brasileiro, são pouco conhecidas e caracterizavam um "ano bom" ou "ano ruim" para os pescadores, antigos predadores das tartarugas marinhas. Comparando Fernando de Noronha a outras áreas oceânicas onde ocorrem desovas de tartarugas verde, verifica-se que na ilha o número de fêmeas por ano é muito menor – Ilha da Trindade(ES): cerca de 500 a 1000 número de fêmeas/ano e Atol das Rocas (RN): entre 50 e 170 fêmeas/ano. A diferença entre essas áreas é que a Ilha da Trindade e o Atol das Rocas nunca foram habitados, diferentemente de Fernando de Noronha que é ocupado a pelo menos 400 anos, onde, até a década de 80, as tartarugas serviram como recurso alimentar. Como as tartarugas realizam intervalos reprodutivos de 2 ou 3 anos, essas flutuações podem estar indicando grupos menores de fêmeas dentro da mesma população que podem Ter sido reduzidos devido a variações ambientais ou até mesmo devido à matança. No, entanto, com a proteção das fêmeas e dos ninhos há 11 anos em Fernando de Noronha, o Projeto TAMAR/IBAMA acredita que o número de fêmeas/ano deve aumentar devido ao recrutamento de novos indivíduos à população, o que será a longo prazo, visto que as fêmeas iniciam a idade reprodutiva entre 25 e 30 anos. O número "record" de fêmeas flagradas em 1984 pode estar evidenciando esta recuperação.

[1] Projeto TAMAR/IBAMA - CP 50 - Fernando de Noronha - PE 53990-000
[2] Fundação Pró-TAMAR - CP - Fernando de Noronha – PE 53990-000

BELLINI, C.; SANCHES, T.M. Temporadas reprodutivas 93/94/95 da tartaruga marinha verde Chelonia mydas em Fernando de Noronha, PE, Brasil. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 6., 1995. João Pessoa. Resumos..., [S.l:s.n.], 1995, p.125.

AVALIAÇÃO DAS TÉCNICAS DE MANEJO EM DESOVAS DE TARTARUGAS MARINHAS NO LITORAL NORTE DO ESTADO DA BAHIA, BRASIL

GONCHOROSKY , J., CAMPANHÃ , C.; SANTOS. D. F.
Fundação Pró-Tamar[1]

As desovas de Tartarugas Marinhas que ocorrem ao longo do litoral norte do Estado da Bahia, recebem por parte do Projeto TAMAR - IBAMA três tipos de manejo: l- Nas praias onde o projeto tem controle integral da praia, comunidades locais já desenvolveram um alto grau conscientização, e as praias tem baixo grau de erosão, as desovas são mantidas no local de nidificação, denominadas de "In Situ" (I); 2- Desovas que ocorrem em locais de risco nas praias anteriormente descritas ou de áreas vizinhas são transferidas e enterradas ao longo destas, denominadas de "transferência de praia" (P); 3- As desovas de praias urbanas, de dificil controle ou distantes são em geral "transferidas para cercados de incubação" (T) rias bases do TAMAR. Durante a temporada 94\95 ocorreram cerca 2.000 desovas no litoral norte sendo assim manejadas: 1.000 T , 600 I e 400 P. O Litoral Norte da Bahia é dividido em duas bases de Controle e manejo: "Subauma", com limite sul tia Foz do Rio Sauípe (Município de Entre Rios) e á margem sul do Rio Inhambupe (Município de Esplanada) com cerca de 43 Km; e de Sítio do Conde, que compreende as praias entre a margem norte do Rio Inhambupe (Município de Conde) ao loteamento Costa Azul (Município de Jandaíra), com aproximadamente 60 Km, onde ocorreram, respectivamente 283 desovas (181 T, 57 P, 45 I) e 329 (142 T, 116 P, 71 I), esta temporada foi a primeira em que houve esta diversificação de manejo das desovas, sendo utilizadas as praias de Massarandupió, Siribinha e Corre Nu para desovas In Situ e para Transferência de Praia, sendo que, anteriormente todos os ovos eram incubados no cercado na Praia de Subauma e Sítio do Conde. Como 96% das desovas transferidas (P e T) foram realizadas em tempo B, entre 6 e 12 horas após a postura, as taxas de eclosão foram calculadas de forma absoluta sem considerar-se os diferentes tempo de transferência, obtendo-se as seguintes Taxas de Eclosão: em Subauma para *Caretta caretta* 79,0% I n=33, 72,3% P n= 45 e 65,8% T n=176; para *Eretmochelys imbricata* 69,3% I n= 10, 33,0% P n= 9 e 2,0% T n= 1; para *Lepidochelys olivacea* 66,2% I n=02, 68,0% P n=02 e 40,0% T n=03; e para *Chelonia mydas* 91,5% P n=01, 76,4% T n=01; em Conde para *Caretta caretta* 80,9% I n=62, 78,6% P n= 92 e 67,0% T n=121; para *Eretmochelyí imbricata* 76.1% I n= 04, 45.8% P n= 10 e 52,0% T n= 05; para *Lepidochelys olivacea* 90.6% I n=01, 78.5% P n=08 e 70,0% T n=08; e para *Chelonia mydas* 74.1% P n=02. Assim, para estas bases, confirma-se a importância da manutenção dos ninhos In Situ e que a estratégia de transferência de praia é um eficiente estágio intermediário de manejo.

---

[1]Cx. Postal 2219, Rio Vermelho, Salvador, BA, CEP 40210-970.

RESUMOS
VIII SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA
FURG, RIO GRANDE - RS, 1995

1995

A MARCAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS, NO LITORAL DE ALMOFALA-CEARÁ-BRASIL.(1)

LIMA, E.H.S.M.(2) e CRUZ, R.RM.(3)

Realizou-se a marcação e biometria de tartarugas marinhas visando estudos futuros de comportamento migratório e dinâmica populacional destes quelônios. No período de maio de 1993 a novembro de 1994foi desenvolvido um programa de marcação intensiva de Tartarugas Marinhas –TAMAR/IBAMA em Almofala, Ceará. Os indivíduos foram capturados por anzol nº 01 e por armadilhas como curral-de pesca, comumente encontrado na região. Os animais aprisionados eram retirados cuidadosamente da água, observando-se imediatamente se apresentavam grampos nas nadadeiras anteriores, caso houvessem, os números notados, realizava-se a biometria de intensificação de espécie e sexo. Em caso de não existência de grampos, afixava-se um em cada nadadeira anterior com alicate especial para marcação. Realizava-se a biometria tomando-se comprimento e largura de casco com fita métrica, seguindo-se de identificação de espécie e sexo. Os dados foram anotados em fichas de controle de atividades de campo para área de alimentação das tartarugas marinhas. Até o presente momento foram marcadas 61 tartarugas, sendo 58 da espécie **Chelonia mydas**, 1 **Eretmochelys imbricata** e 1 **Lepdochelys olivacea**. Deste total 20 indivíduos foram identificados como macho com comprimento e largura média de 107 cm e 96,88 cm respectivamente, 15 fêmeas com comprimento e largura média 63,39 cm e 57,27cm respectivamente. Foram capturados 50 indivíduos em currais de pesca, sendo 11 com anzol nº01. Observou-se que o período de maior ocorrência de tartarugas corresponde aos meses de maio e junho.

---

(1) Fundação PRÓ-TAMAR/Frankfurt Zoological Society (2) Pesquisador- Fundação PRÒ-TAMAR; (3) Técnico- Fundação PRÒ-TAMAR.

LIMA, E.H.S.M.; CRUZ, R.R.M. A marcação de tartarugas marinhas, no litoral de Almofala - Ceará - Brasil. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1995, p.83.

IMPLANTAÇÃO DE UM PROGRAMA DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL PARA A PRESERVAÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS EM ALMOFALA – CEARÁ. (1)

LIMA, E.H.S.M.* & CRUZ,R.R.M.**

Realizar um programa de Educação Ambiental, junto a creches, escolas municipais e comunidades pesqueira de Almofala, visando não só a preservação das TARTARUGAS MARINHAS como também promover uma melhoria na qualidade de vida da população.

As atividades consistem em aplicações de módulos educativos, previamente discutidos com os professores, incentivo e apoio a eventos e festas regionais; seminários para reciclagem dos professores; oficina de papel reciclado; massa de modelar ecológica; passagem de vídeos ecológicos; apoio as questões de saúde Pública e Hortas comunitárias. Ressalta-se que a equipe do Projeto TAMAR-IBAMA orienta as atividades, mas a própria comunidade ministra e desenvolve tal programa.

Observa-se um bom envolvimento e interesse da comunidade de Almofala pelas questões ambientais principalmente após o início do programa de Educação Ambiental proposto pelo TAMAR. A comunidade começou a compreender que qualquer agressão contra o Meio Ambiente reflete negativamente na qualidade de vida.

*Pesquisador Fundação Pró-TAMAR/Ce
**Técnico Fundação Pró-TAMAR/Ce

(1). Convênio Fundação Pró-TAMAR/Frankfurt Zoological Society
Cx. Postal 191, Centro, 60.001-970 – Fortaleza/Ce

LIMA, E.H.S.M.; CRUZ, R.R.M. Implantação de um programa de educação ambiental para a preservação das tartarugas marinhas em Almofala – Ceará. In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1995, p.83-84.

RELATO DE DEZESSETE CASOS NECROPSIADOS DE TARTARUGA MARINHA VERDE (*Chelonia mydas*).

REGO A.A.M.S. (1); MATUSHIMA, E.R.(1); GALLO,B.M.G.(2); BRONDIZIO.L.S.(2).

1. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia- Universidade de São Paulo- Av. Corifeu de Azevedo Marques, 2720 – São Paulo- Brasil.
2. Fundação Pró-TAMAR.

Relato de dezessete casos de necropsia em tartaruga marinha verde (*Chelonia mydas*), encontradas mortas presas a redes de pesca no litoral norte de São Paulo, recolhidas pelos técnicos da Fundação Pró-TAMAR e CEBIMAR-USP e encaminhadas ao Departamento de Patologia da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo, no período de 1993 a 1995.

Os principais achados macroscópicos limitam-se a presença de grande quantidade de líquido sero-sanguinolento em cavidade celomática, congestão de vísceras e edema pulmonar. Alguns animais demonstram sinais característicos de afogamento, com prova de Docimásia Hidrostática Pulmonar de Galeno negativa. Os achados histopatológicos encontram-se prejudicados devido ao avançado processo de sutólise em que se encontrava o material.

A análise dos resultados e das referências bibliográficas permitem sugerir um quadro relacionado stress ou Síndrome Geral de Adaptação que, embora descrito originalmente em mamíferos pode acometer répteis e outras classes animais. O quadro caracteriza-se por importantes alterações cardiovasculares que podem levar o indivíduo a perda de consciência e conseqüente afogamento, enquanto outro grupo de indivíduos teria sido acometido de morte súbita provavelmente relacionada com falência cardíaca. Considerou-se a apreensão acidental nas redes de pesca como o estressor desencadeante do processo.

O presente trabalho visa apontar possíveis relações com stress em répteis de vida livre e atentar para os cuidados necessários na contenção e manipulação destes animais.

REGO, A.A.M.S.; MATUSHIMA, E.R.; GALLO, B.M.G.; BRONDIZIO, L.S. Relato de dezessete casos necropsiados de tartaruga marinha verde (*Chelonia mydas*) In: JORNADA DE MEDICINA DE ANIMAIS SELVAGENS E DE PEQUENOS RUMINANTES DO CONE SUL, 1., 1995. Curitiba. **Resumos...**, [S.L.:s.n.], 1995. p.12.

RESUMOS, XIII SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA
FURG, RIO GRANDE - 65, 1995

Fund. Univ. do Rio Grande

ANÁLISE DAS TAXAS DE ECLOSÃO EM NINHOS DE TARTARUGAS MARINHAS NA ORLA DO MUNICÍPIO DE CAMAÇARI, BAHIA, BRASIL

SILVEIRA, A. M. R.[1]

O município de Camaçari pertence à Região Metropolitana de Salvador, constituindo-se no principal pólo industrial da região. O projeto TAMAR/IBAMA desenvolve atividades de proteção e manejo de tartarugas marinhas nesta área desde 1984, estando atualmente sediado no distrito de Arembepe. A área coberta pela Base de Arembepe compreende aproximadamente 40 Km de praia, sendo uma das principais áreas remanescentes de desova de tartarugas marinhas no litoral do nordeste brasileiro. No período de 15 de setembro de 1994 a 15 de março de 1995, registraram-se 689 desovas, com predominância das espécies **Caretta caretta** (n=607; 88,09%) e **Eretmochelys imbricata** (n=61; 8,85%). Durante este período, foram utilizadas 3 formas diferentes de manejo das desovas de tartarugas marinhas: 1. Dosovas transferidas para um cercado de incubação, exposto ao tempo, com características semelhantes ao ambiente natural (T); 2. Desovas mantidas nos locais originais de postura *(in situ)* (I); 3. Desovas transferidas para um local na mesma praia, em um ponto do supralitoral (P). Para **Caretta caretta,** obteve-se as seguintes taxas de eclosão: (1): 73,4%, n=253; (T) 73,5%, n=308; (P): 60,2%, n=46. Para **Eretmochelys imbrícata:** (I): 43,7%, n=30; (T): 33,1%, n=28 e (P): 38,1%, n=3. Considerando as características de cada espécie, podemos afirmar que o manejo foi conduzido de maneira adequada, e que a transferência dos ninhos para a própria praia é uma estratégia que deve ser levada em conta.

[1]Fund. Pró-TAMAR, Cx. P. 2219, Rio Vermelho. Salvador, BA, CEP 40210-970.

1995

ASPECTOS DA REPRODUÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO LITORAL DA BAHIA, BRASIL (REPTILIA: TESTUDINEA).

SILVEIRA, A.M.R.[1]; FONSECA-NETO, F.P.[2] e PATIRI, V.J.A.[1]

O litoral da Bahia caracteriza-se por ser uma das principais áreas remanescentes de desovas de tartarugas marinhas no Brasil. A área abrangida pela Base do Projeto TAMAR em Arembepe, município de Camaçari, compreende cerca de 50Km de extensão e é responsável por aproximadamente 30% das desovas que ocorrem na costa brasileira. O trabalho é desenvolvido nas Áreas de Proteção, onde as desovas são transferidas da praia de origem para um cercado de incubação exposto às condições naturais do ambiente, e nas Áreas de Estudo Integral, onde as desovas permanecem no local de origem *(in situ)*. Durante o período de 15 de setembro de 1993 e 15 de março de 1994 foram protegidas 745 desovas, sendo 607 transferidas para o cercado de incubação e 138 mantidas *in situ*. Registrou-se a ocorrência de quatro espécies, com predominância marcante da espécie *Caretta caretta*, tartaruga cabeçuda, com 81% do total de desovas (n=609), seguida da espécie *Eretmochelys imbricata*, tartaruga de pente, com 16% do total de desovas (n=120). Obteve-se os seguintes tempos médios de incubação para as duas espécies, de acordo com o manejo: *C caretta (in situ):* 50,2 dias; n=96*, C. caretta* (transferidas): 49,4 dias; n=508 e *E. imbricata*: *(in situ)*: 53,2 dias; n=32, *E. imbricata* (transferidas): 53,1 dias; n=88. Observou-se as seguintes taxas médias de eclosão conforme o manejo: *C. caretta (in situ):* 65,8%; n=96, *C. caretta* (transferidas): 53,1%; n=508 e *E. imbricata: (in situ):* 48,9%; n=32, *E. imbricata* (transferidas): 29,4%; n=88. Serão discutidos alguns aspectos de manejo que podem Ter influenciado os resultados obtidos.

---

[1]Fundação PRÓ-TAMAR;
[2]Estagiário, Projeto TAMAR/IBAMA.

SILVEIRA, A.M.R.; FONSECA-NETO, F.P.; PATIRI, V.J.A. Aspectos da reprodução de tartarugas marinhas no litoral da Bahia, Brasil. (Reptilia: Testudinea). In: ENCONTRO DE ZOOLOGIA DO NORDESTE, 10., 1995. João Pessoa. **Resumos...**, João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1995, p. 82.

RESULTADOS DA TEMPORADA REPRODUTIVA 94/95 DAS TARTARUGAS MARINHAS NA PRAIA DE COMBOIOS-ES.

THOMÉ, J.C.A.[1]; BAPTISTOTTE, C.[2]; MARCHIORO, G.B.[3]
Projeto TAMAR/IBAMA

Dentre cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no litoral brasileiro, **Caretta caretta e Dermochelys coriacea** desovam na praia de Comboios, norte do ES. O Projeto TAMAR/IBAMA vem, desde o início da década de 80, realizando esforços visando a conservação e manejo dessas espécies na região. A praia de Comboios possui 37 km de extensão, os quais foram monitorados diariamente durante os meses de setembro/94 a março/95 pela equipe de técnicos e estagiários da base de Comboios. O monitoramento consistiu de rondas noturnas, objetivando flagrar as fêmeas na praia para efetuar marcação, biometria eventual transferência dos ninhos sujeitos a processo erosivos ou predação e de eventual transferência dos ninhos **in situ.** No dia seguinte à eclosão, os ninhos foram contabilizados e classificados conforme metodologia pré-estabelecida pelo projeto. Após a compilação e análise dos dados, obteve-se um total de 197 ocorrências, das quais 143 resultaram em desova, sendo 131de **Caretta caretta** e 09 de **Dermochelys coriacea.** O total de ovos encubados foi 16343 para **Caretta caretta** e 764 para **Dermochelys coriacea**, com tempos médios de incubação para ninhos **in situ** de 59.1 e 59.3 dias, respectivamente. A taxa média de eclosão dos ninhos **in situ** foi de 75.2% para **Caretta caretta** 55.0% para **Dermochelys coriacea**. As rondas noturnas resultaram num total 40 fêmeas de **Caretta caretta** flagradas, das quais 18 foram marcadas, 09 flagradas mais de uma vez na temporada 94/95 e 12 já haviam sido marcadas em temporadas anteriores. Foram liberados ao mar 11.759 filhotes de **Caretta caretta** e 323 de **Dermochelys coriacea**.

[1] Projeto TAMAR/IBAMA
[2] Fundação Pró-TAMAR
[3] Bolsista Fundação Pró-TAMAR
[4] Av. Paulino Muller, 1111 – Jucutuquara – CEP 229042-571 Vitória-ES

THOMÉ, J.C.A.; BAPTISTOTTE, C.; MARCHIORO, G.B. Resultados da temporada reprodutiva 94/95 das tartarugas marinhas na praia de Comboios, ES. In: SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA, 8., 1995. Rio Grande. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1995, p.105.

Eventos Nacionais

RIETH, D. B.; SILVA, R. P.; VARGES, A. P. S. Atividades de educação ambiental do Projeto TAMAR-IBAMA em Povoação-ES. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS, 1., 1994. Rio de Janeiro. **Livro de Resumos...**, Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1994. p 159-160.

Monografias

BRONDIZIO, L. S., 1994. 44f. **Extensão pesqueira e ação conservacionista: preservação das tartarugas marinhas em Ubatuba, SP - Brasil.** Monografia (Graduação). Departamento de Biologia Marinha do Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, RJ, 1994.
Disponível na Base: Ubatuba-SP

Vídeos

TAMAR, 1994. O TAMAR apresenta Fernando de Noronha. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 29 minutos.
palavras chave: **tartarugas marinhas**, conservação, reprodução, alimentação, Cm, Ei, FN
Disponível na Base: Fernando de Noronha

I ENCONTRO BRASILEIRO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS

ATIVIDADES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL DO PROJETO TAMAR-IBAMA EM POVOAÇÃO,ES.

D.B.Rieth[1]
R.P. Silva[2]
A.P.S.Varges[3]

A Base Lagoa Monsarás em Povoação, ES, é uma das unidades do Projeto Tamar-IBAMA. Esse projeto desenvolve trabalhos de proteção e pesquisa de tartarugas marinhas, apoio a pescadores e comunidade, dando ênfase às atividades de Educação Ambiental.

A Base Lagoa Monsarás abrange 44Km de praia onde são realizados trabalhos de biometria , marcação e proteção de fêmeas, ovos e filhotes de tartarugas marinhas. As atividades de Educação Ambiental são realizadas com os moradores da Vila de Povoação, um sub-distrito do município de Linhares, ES, com aproximadamente 1500 habitantes, na sua maioria crianças com idade de 0 a 12 anos.

Na temporada 1993/1994 foram realizadas as seguintes atividades:
Educação Ambiental:

- Apresentação de vídeos ecológicos a moradores, visitantes e estudantes;
- Gincana Ecológica do dia da Criança;
- Clube de Leitura para 3ª e 4ª séries;
- Grupo de Estudo de Botânica para 5ª, 6ª e 7ª séries. Essas três últimas atividades foram realizadas especificamente com os alunos da Escola de 1º Grau Urbana Penha Costa, contando com o apoio dos professores e direção.
- Horta comunitária, onde as crianças aprendem e participam do trabalho de plantio e conservação de vegetais sem uso de agrotóxicos;
- Gincana do Lixo, realizada na praia de Monsarás, orientando a respeito da importância de mantermos a praia limpa;
- Campanha de conscientização sobre a questão do lixo. Abrange toda comunidade, esclarecendo a respeito dos cuidados com o lixo domiciliar e incentivando a separação dos lixos orgânico e inorgânico;
- Grupo de trabalho na organização de depósito de lixo separado, onde meninos da comunidade ficam encarregados de separar o lixo coletado em papel, plástico, vidros, latas e alumínio;
- Jornalzinho S.O.S Natureza, que visa informar a comunidade e também dar oportunidade às crianças de escreverem e divulgarem suas idéias;
- Esclarecimentos e orientações a moradores da vila e turistas que visitam a base Lagoa Monsarás, com apresentação de cartazes, distribuição de folders e explicação sobre os trabalhos realizados;
- Acompanhamento de soltura de filhotes de tartaruga marinha da espécie ***Caretta caretta***, durante a abertura dos ninhos localizados no Cercado de Incubação da Base do Projeto TAMAR-IBAMA.

Artigos Internacionais

MARCOVALDI, M. Â. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.63, p.13-14, 1993.

Artigos Nacionais

D'AMATO, A. F.; MARCZWSKI, M. Aspectos da biologia de tartarugas marinhas (Cheloniidae) na região de Praia do Forte, Município de Mata de São João, Bahia, Brasil, durante o período reprodutivo 1990-1991. **Arq. Biol. Tecnol.** [S.l.: s.n.] v.36, n.3, p.513-519, 1993.

Eventos Nacionais

ALMEIDA, L. A. S.; VASCONCELOS, A. F. D.; BAPTISTOTTE, C. Atividades de proteção e manejo das tartarugas marinhas pelo Projeto TAMAR. In: I ECOTEC- CICLO DE TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE, 1993, Medianeira. 1993.

BELLINI, C. Comparação evolutiva do número de desovas por temporada reprodutiva, no Arquipélago de Fernando de Noronha/PE, entre 1984 e 1992. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 45., 1993. Recife. **Anais...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1993. p 522. ref.2-E.1.

BELLINI, C.; SANA, D. A. Marcação de fêmeas da tartaruga marinha aruanã, Chelonia mydas na Reserva Biológica do Atol das Rocas/RN, durante o primeiro trimestre da campanha reprodutiva de 1993. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PROGRESSO DA CIÊNCIA, 45., 1993. Recife. **Anais...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1993, p 525.

BELLINI, C.; SANCHES, T. M. Observações, marcação, captura e recaptura de tartarugas marinhas - Através de mergulhos -, No Arquipélago de Fernando de Noronha/PE, entre janeiro de 1991 e março de 1993. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 45., 1993. Recife. **Anais...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1993. p.523. ref.3-E.1

CASTILHOS, J. C. de; ROCHA, D. A. dos S. Execução de atividades de educação ambiental nas comunidades litorâneas próximas às áreas de desova das tartarugas marinhas. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA DE PESCA, 8., 1993. Aracaju. **Resumos...**, Aracaju: FINEP, 1993, p 25.

SILVA, A. C. C. D. da; SILVA,V. C. S. Interferência da iluminação nas populações de tartarugas marinhas pelo Terminal Portuário de Sergipe. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA DE PESCA, 8., 1993. Aracaju. **Resumos...**, Aracaju: FINEP, 1993, p 35-36.

Monografias

BIRCHLER, C. M. 1993. 77f. **A influência do Projeto Tamar junto à comunidade de Regência.** Monografia (Graduação). Departamento de Serviço Social na UFES. 1993.
Disponível na Base: Espírito Santo

FERREIRA, L. P. C. 1993. 15f. **Análise do conteúdo estomacal da tartaruga marinha** Chelonia mydas **(Linnaeus, 1758), na região de Ubatuba, São Paulo.** Monografia (Graduação). Departamento de Biologia, Universidade de Taubaté, SP, 1993.
Disponível na Base: Ubatuba-SP

SANTOS, A. S. 1993. 38f. **Avaliação da ocorrência da tartaruga gigante,** Dermochelys coriacea **(Vandelli,1761), na área abrangida pela base de Comboios, no período de novembro de 1982 a março de 1993.** Monografia (Graduação). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, PR, 1993.
Disponível na Base: Comboios-ES

SILVA, V. C. S. 1993. 29f. **Avaliação da interferência da iluminação artificial do Terminal Portuário de Sergipe, sobre as populações de tartarugas marinhas.** Monografia (Graduação). Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal Rural de Pernambuco, PE, 1993.
Disponível na Base: Pirambu-SE

Vídeos

TAMAR, 1993. Avaliação da Interferência da Iluminação Artificial em Tartarugas Marinhas - TAMAR Sergipe. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 5 minutos.
palavras chave: tartarugas marinhas, **impacto ambiental**, conservação, SE
Disponível na Base: Pirambu

TAMAR, 1993. Projeto Piloto de Educação Ambiental- TAMAR Sergipe. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 4 minutos.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, **educação,** SE
Disponível na Base: Pirambu

A New Initiative to Protect Green Turtles at an Important Foraging Ground in Ceará, Brazil

Maria Angela Marcovaldi, Fundação Pro-Tamar
Caixa Postal 2219, Salvador, Bahia, C.E.P. 40210-970, BRAZIL

Projeto Tartaruga Marinha (TAMAR) is a national marine turtle conservation project sponsored by the Government of Brazil (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente-IBAMA) and private companies and foundations through Fundação Pró-Tamar. The state of Ceará, located in the extreme northeastern region of Brazil, is a confirmed feeding ground for green sea turtles (*Chelonia mydas*) that nest on Ascension Island (Bowen et al., 1989), Suriname (Schulz, 1975), and perhaps other rookeries as yet unidentified.

This important area of Brazil has the highest accidental capture of adult green turtles (mostly males) by various forms of artisanal fishing nets. There are also occasional records of juvenile hawksbills (*Eretmochelys imbricata*). To obtain detailed information on the incidental take, we conducted a survey (May-November 1991) in Almofala, a fishing village 290 km north of Fortaleza, in order to (a) estimate the number of turtles caught each year, (b) learn the methods of fishing employed by local fishermen, and (c) devise a recovery plan to develop strategies to reduce the number of turtles drowning. From this survey we estimate that 600-700 green turtles are caught each month during the November-February fishing season.

With the support of The Frankfurt Zoological Society, TAMAR has now completed a research station in the state of Ceará and, as of November 1992, initiated field work year-around along Almofala's 12 km of beach. Eduardo Moreira Lima is the Station Manager in Almofala. TAMAR is managing a total of three stations in foraging areas with very good results, by developing educational programs within the local communities and trying to develop better techniques for use by fishermen to minimize the number of turtle deaths in all their life history stages. We are also tagging all the turtles released alive in these areas, with hopes of obtaining growth and movement data should they be recaptured.

Bowen, B. W., A. B. Meylan, and J. C. Avise. 1989. An odyssey of the green sea turtle: Ascension Island revisited. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 86:573-576.

Schulz, J. P. 1975. Sea Turtles Nesting in Suriname. Zool. Verh. (Leiden) No. 143. The Netherlands.

MARCOVALDI, M.Â. A new initiative to protect green turtles at an important foraging ground in Ceará, Brazil**. Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.63, p.13-14, 1993

Arq.Biol.Tecnol.36(3):513-519,set.,1993

ASPECTOS DA BIOLOGIA DE TARTARUGAS MARINHAS (CHELONIIDAE) MA REGIÃO DE PRAIA DO FORTE, MUNICÍPIO DE MATA DE SÃO JOÃO, BAHIA, BRASIL, DURANTE O PERÍODO REPRODUTIVO 1990-1991

BIOLOGICAL ASPECTS OF MARINE TURTLES (CHELONIIDAE) DURING NESTING SEASON 1990-1991 AT PRAIA DO FORTE AREA. DISTRICT OF MATA DE SÃO JOÃO, BAHIA, BRAZIL

Adriana Feres D'Amato[1, 2, 3] & Maurício Marczwski[3, 4]

[1]Museu de História Natural "Capão da Imbuia" (Laboratório Herpetologia), Prefeitura Municipal de Curitiba - Rua Benedito Conceição,407 - Curitiba-PR., CEP 82810-080. Bolsista CNPq (Processo nº 800186/87-7). [3]Estágio Projeto TAMAR (Período 1990-91). [4]Mestrando em Ecologia - UFRGS.

Recebido para publicação em 06 de maio de 1.993

ABSTRACT

Results on activities of "Projeto TAMAR" at Praia do Forte (12° 30'S, 38°00'W), near Salvador, Bahia, Brazil are presented. Data about species occurrence numbers, nesting, nesting seasons, clutch size, emerged hatchlings and tagging ones of Caretta caretta, Eretmo chelys imbricata, Chelonia mydas and Lepidochelys olivacea are examined. Nests artificially incubated and incubated in a hatchery on a nesting beach are compared, with respect to incubation periods and hatching rate. Preservation of these species at "Praia do Forte" is also commented.

The nesting season occurs between September and March, but the most active period according to the species are C. caretta (October till December), E. imbricata (December till February), C. mydas and L. olivacea (October till February). Species with large clutch size is E. imbricata followed by C. mydas, C. caretta and L. olivacea. Caretta caretta is the most frequent species (86,8% of totality). The difference between nests artificially incubated and incubated in a protected hatchery on a nesting beach is not conflictable with incubation periods and hatching rate. Emerged hatchlings numbers decrease from C. caretta to L. olivacea, E. imbricata and C. mydas respectively.

Key words: conservation, marine turtles (Cheloniidae), nesting season - Praia do Forte (Brazil).

INTRODUÇÃO

Das oito espécies recentes de tartarugas marinhas, cinco ocorrem na costa brasileira: Dermochelys coriacea (Dermochelyidae); Chelonia mydas, Caretta caretta, Eretmochelys imbricata e Lepidochelys olivacea (Cheloniidae) (1,2).

Trabalhos relacionados à preservação de tartarugas marinhas vêm sendo desenvolvidos em diversos países. Ha vinte e cinco anos o México vem realizando estes trabalhos durante a época de postura, contando com nove áreas de proteção no litoral do Golfo do México e vinte e sete no Pacífico (3). Na Costa Rica, Equador e Estados Unidos também são realizados programas de proteção, marcação de fêmeas e estudo comportamental das tartarugas marinhas (4,5,6). Além destes, foi realizado um levantamento das espécies ocorrentes em Angola visando a conservação naquele pais (7).

No Brasil foi criado, pelo então IBDF, o Projeto Tartaruga Marinha (TAMAR), com o objetivo de garantir a preservação das espécies que aqui ocorrem. Este realizou entre 1980 e 1982 um minucioso levantamento para localizar as principais áreas de reprodução na costa brasileira. Posteriormente foram definidas áreas prioritárias para instalação de bases de proteção e manejo em função das espécies ocorrentes e da concentração de desovas (8). O trabalho de campo é realizado nos meses de setembro a março,

1993
1 2 3 4
5 6 7

época de desova das tartarugas marinhas no litoral brasileiro (9). Atualmente o TAMAR conta com dezoito bases distribuídas ao longo da costa nordeste e sudeste do país, onde desenvolve programas de proteção e manejo de ovos e filhotes, marcação de fêmeas e individuos juvenis, alem de atividades de conscientização da população local através de Educação Ambiental.

Este trabalho apresenta os resultados das atividades de proteção e manejo de tartarugas marinhas realizadas entre setembro de 1990 e abril de 1991 na região de Praia do Forte (12° 30'S, 38°00'W) e adjacências, município de mata de São João, Estado da Bahia, Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

Os dados para o presente trabalho compreendem desde a primeira postura observada na temporada reprodutiva, registrada em 17 de setembro de 1990, até os ninhos com filhotes eclodidos em 09 de abril de 1991. Atuando numa extensão de 43 quilômetros de praia aproximadamente, foram desenvolvidas atividades de marcação de fêmeas e proteção e manejo de ovos e filhotes. Assim, para cumprir tais objetivos, foram realizadas patrulhas noturnas e matutinas pela praia, monitoramento e manejo dos ninhos "in situ" e dos transferidos para um cercado de incubação.

Durante as patrulhas noturnas, teve-se principal interesse em flagrar cada tartaruga fêmea no momento da postura, quando então realizou-se a sua marcação e biometria, procedimentos importantes para os estudos de dinâmica de população e rotas migratórias. Observou-se também os rastros deixados na praia para posterior localização e sinalização da desova.

Como meio de complementar a patrulha noturna, no caso de ocorrer alguma postura após o término desta, foi realizada pela manhã nova visita à praia para observação de rastros recentes de tartaruga, localização e sinalização de desova.

Para aumentar a área de proteção, foi adotado um sistema de transferência de desovas efetuado por pescadores da região contratados pelo projeto, uma vez que monitorar toda a extensão de praia (43 km) se tornaria inviável, além de certos trechos de praia contarem com grande fluxo de pessoas, o que poderia prejudicar os ninhos ali existentes. Estes foram então transferidos para um cercado de incubação localizado em Praia do Forte, na sede do Projeto.

Os ninhos "in situ" foram monitorados diariamente. Foi feita uma previsão da provável data de eclosão, de acordo com a observação de uma depressão característica observável nessa época sobre os ninhos devido ao movimento de emersão dos filhotes. Através de observação desta depressão e posteriormente dos rastros deixados pelas tartarugas recém nascidas, foi determinada a data de eclosão. No dia seguinte, o ninho foi aberto para a verificação do número de filhotes emergidos, sendo a contagem realizada através do número de cascas rompidas.

As desovas transferidas para o cercado de incubação foram enterradas em ninhos artificiais de aproximadamente 50 cm de profundidade. Os ovos foram contados e transferidos para o novo ninho, cobertos com areia e cercados com uma tela de 50 cm de diâmetro e 30 cm de altura, tendo por finalidade reter os filhotes emergidos, possibilitando sua contagem e identificação. Após isto os filhotes foram imediatamente liberados ao mar.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Em uma mesma época de reprodução, cada tartaruga retorna de duas a seis vezes para efetuar a postura, sendo o intervalo internidal entre nove e dezessete dias (10). Sugeriu-se que a desova fracionada diminui a predação dos ninhos e erosão da praia, sendo estas importantes razões para que não desovem de uma só vez e partam para as áreas de alimentação (11).

Quatro espécies desovam na região: Caretta caretta, Chelonia mydas, Eretmochelys imbricata e Lepidochelys olivacea. Durante o período reprodutivo observou-se 383 desovas, porem 19 destas nao foram consideradas no presente trabalho por terem sido totalmente perdidas (13 predadas por Dusicyon thous - "Cachorro do mato"; uma alterada por ação humana; quatro expostas

ao sol pala ação da maré, uma carregada pela correnteza de um rio). Das 364 desovas computadas, 316 foram de Caretta caretta (86,8%), 30 de Eretmochelys imbricata (8,2%), dez de Chelonia mydas (2,7%) e oito de Lepidochelys olivacea (2,2,%).

O período de maior atividade de postura de Caretta caretta foi o trimestre outubro-dezembro e de Eretmochelys imbricata, dezembro-fevereiro. As demais espécies visitaram a área de estudo entre outubro e feyereiro, sem picos de maior ocorrência (Talela I). Sugere-se a existência de, no mínimo, dois períodos diferenciados, um para Caretta caretta e outro para Eretmochelys imbricata.

TABELA I - Numero de desovas registradas por mês para as espécies Caretta caretta, Eretmochelys imbricata, Chelonia mydas e Lepidochelys olivacea.

ESPÉCIE	MÊS IX/90	X/90	XI/90	XII/90	I/91	II/91
C. caretta	16	75	103	81	35	6
E. imbricata	0	0	0	6	15	9
C. mydas	0	1	1	0	4	4
L. olivacea	0	2	2	2	1	1

Foram surpreendidas 47 fêmeas no momento da postura, sendo que destas, 33 já haviam sido marcadas em anos anteriores. A maior parte dos flagrantes (93%) aconteceu entre 21h e 01h.

Caretta caretta

Com base em análise de 316 desovas, Caretta caretta apresentou média de 125,41±25,82 ovos por ninho (Figura 1). O tempo de incubação das desovas "in situ" (n=90) compreendeu entre 47 e 60 dias (x=51,58±2,42) e das transferidas para o cercado (n=226) entre 46 e 59 dias (x=51,74±2,62) (Figura 2).

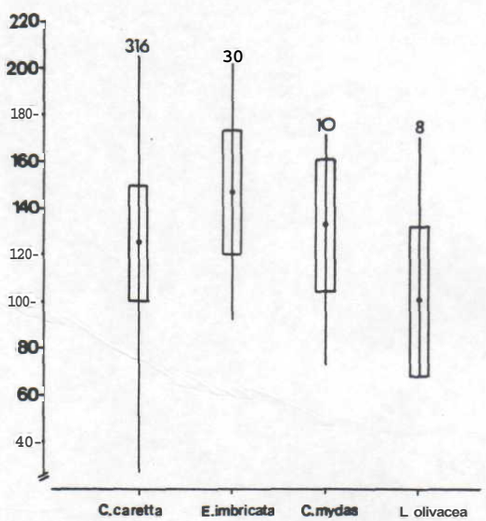


Figura 1 - Numero de ovos por ninho para as espécies Caretta caretta, Eretmochelys imbricata, Chelonia mydas e Lepidochelys olivacea. Retangulos indicam o desvio-padrao; a media e indicada por um ponto; linhas verticais expressam a amplitude; e os números, o tamanho da amostra.

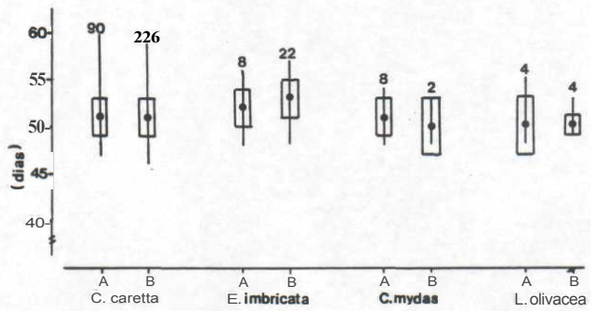


Figura 2 - Tempo de incubação (em dias) para as espécies Caretta caretta, Eretmochelys imbricata, Chelonia mydas e Lepidochelys olivacea. Letra "A" representa os ninhos mantidos "in situ" e letra "B" os transferidos para o cercado de incubação. Retângulos indicam o desvio-padrão; a média é indicada por um ponto; linhas verticais expressam a amplitude; e os números, o tamanho da amostra.

A media do índice de eclosão foi de 0,72+0,19 para os ninhos "in situ" e 0,61+0,15 para os transferidos (Figura 3). O número de filhotes por ninho foi de 81,41±30,76 (Figura 4).

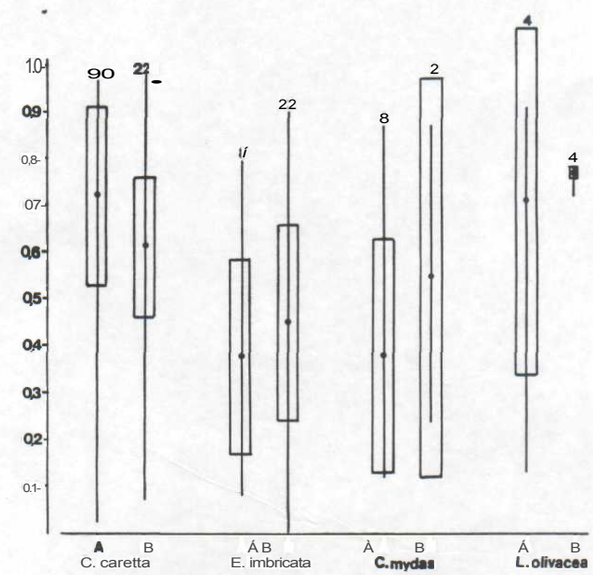


Figura 3 - índice de eclosão para as espécies Caretta caretta, Eretmochelys imbricata, Chelonia mydas e Lepidochelys olivacea. Letra "A" representa os ninhos mantidos "in situ" e letra "B" os transferidos para o cercado de incubação (1,0 corresponde a 100% de eclosão). Retângulos indicam o desvio-padrao; a media e indicada por um ponto; linhas verticais expressam a amplitude; e os números, o tamanho da amostra.

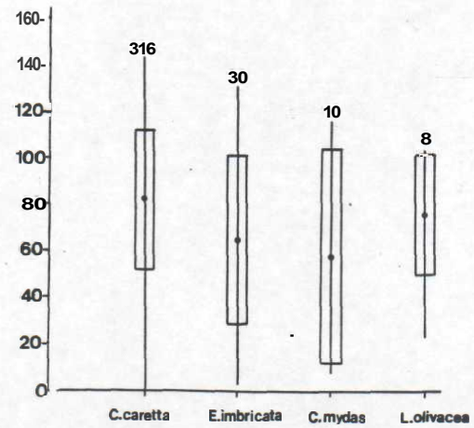


Figura 4 - Numero de filhotes por ninho para as espécies Caretta caretta, Eretmochelys imbricata, Chelonia mydas e Lepidochelys olivacea. Retangulos indicam o desvio-padrao; a media indicada por um ponto; linhas verticais expressam a amplitude; e os números, o tamanho da amostra.

Na região de Praia do Forte durante o período reprodutivo Caretta caretta foi a espécie mais frequente (86,8%). Tal fato pode demonstrar uma menor vulnerabilidade do que se supõe (12), não apenas pela superioridade numérica, mas comparativamente às demais espécies.

A diferença entre ninhos "in situ" e transferidos para o cercado não é conflitante quanto ao tempo de incubação e índice de eclosão. Pode se considerar que as medidas tomadas pelo Projeto TAMAR estão obtendo resultados favoráveis à conservação atual e futura da espécie. Para que este quadro não se reverta, é necessário continuar controlando a coleta predatória de ovos e adultos, destruição das praias de postura por expansão imobiliária e outras alterações por ação antropica na região. Altamente sugestiva seria, portanto, a instalação de uma Unidade de Conservação englobando região de praia e mar na área em foco.

Eretmochelys imbrieata

A média de ovos por ninho para Eretmochelys imbricata (n=30) foi 147,53±27,03 (Figura 1). No caso dos ninhos "in situ" (n=8), o tempo de incubaçao compreendeu entre 48 e 54 dias (x=52,62i 2,26) e dos ninhos transferidos (n=22), entre 48 e 54 dias (x=53,77 ± 2,15) (Figura 2). Marcovaldi & Marcovaldi (9) afirmam que E. imbricata apresenta tempo maior de incubaçao comparando-se às demais espécies. O índice de eclosão para os ninhos "in situ" foi em média, 0,38+0,21 e para os transferidos, 0,45±0,21 (Figura 3). A média do número de filhotes por ninho foi 85,43+34,00 (Figura 4). Segundo Buitrago (11), E. imbricata desova um número significativo (sic) de ovos pequenos e inférteis ao final de cada postura. Hirth & Latif (13) comentam que este fato pode estar relacionado com o oferecimento de ovos inviáveis aos predadores.

Eretmochelys imbricata. com status mundial de ameaça de extinção (14) e, no Brasil, uma espécie com situação delicada, pois o litoral norte do estado da Bahia é o local preferencial de desova desta espécie (Maria Ângela Marcovaldi, 1992, com. pess.), além de possuir um numero reduzido de fêmeas matrizes e o índice de eclosão ser, comparativamente as demais espécies, o mais baixo. Assim, qualquer alteração nesta região de postura poderá a médio e/ou longo prazo causar modificações no comportamento e distribuição das fêmeas ao longo deste litoral. Ainda, E. imbricata caracteriza-se por não se concentrar em determinada praia no periodo de desova, distribuindo-se esparsamente (15). Este fato dificulta o estudo e manejo da espécie.

Chelonia mydas

Chelonia mydas (n=10) apresentou média de ovos por ninho de 132,50+29,92 (Figura 1). Nas desovas "in situ" (n=8), o tempo de incubaçao ocorreu entre 48 e 55 dias (x=50,62+2,44), e nas transferidas (n=2) entre 48 e 53 dias (x=50,50+3,53) (Figura 2). O índice de eclosão para os ninhos "in situ" foi 0,39+0,25, e para os transferidos 0,55+0,44 (Figura 3); e a média do número de filhotes por ninho foi 59,90+44,33 (Figura 4).

Apesar de pouco significativo o numero de indivíduos desta espécie na região em questão, não considera-se este um fato problemático pois Chelonia mydas é a espécie mais freqüente em águas brasileiras, sendo as áreas preferenciais de desova as ilhas oceânicas (9).

Lepidochelys olivacea

A média de ovos por ninho foi 110,00 + 32,71 para L. olivacea (n=8) (Figura 1). Os ninhos "in situ" (n=4) apresentaram tempo de incubaçao entre 48 e 55 dias (x=50,25+3,20) e os ninhos transferidos (n=4) entre 49 e 53 dias (x=50,75+1,70) (Figura 2). A média do índice de eclosão das desovas "in situ" foi 0,71+0,38 e das transferidas 0,77+0,05 (Figura 3). Lepidochelys olivacea apresentou 75,37+25,30 de média de filhotes por ninho (Figura 4).

Esta espécie apresenta um número reduzido de fêmeas na região de Praia do Forte. No Brasil, Lepidochelys olivacea tem como área preferencial de desova o litoral do estado de Sergipe (9). Considera-se então que este não é um caso preocupante na região em estudo.

AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos a Maria Ângela Marcovaldi e Guy Marcovaldi, coordenadores do Projeto TAMAR, pelo constante incentivo e apoio prestados. A Júlio César de Moura Leite e Fernando Costa Straubè, pesquisadores do Museu de História Natural, pela leitura crítica dos manuscritos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. FERREIRA-DE-MENEZES, M. (1972). As tartarugas do Brasil. Arq.Cienc.Mar, Fortaleza, 12(1):17-20.

2. SÁ, R.S. (1980). Tartarugas Marinhas:Quelônios da costa brasileira. Cadernos do Museu dePesca nº 1. Secr. Agric. e Abastec., São Paulo, 15 p.

3. MILLAN, R.M.; PEREZ, J.V. & SALAZAR, C.P. (1990). XXV Anos de investigación, conservación y protecion de la tortuga marina. Secr. Pesca, Inst. Nac. Pesca, México, 50 p.

4. WORTH, D.F. & SMITH, J.B. (1976). Marine turtle nesting on Hutchinson Island, Florida in 1973. Florida Marine research Publications 18:17p.

5. HURTADO, M. (1981). Recaptura de tortugas marinas en águas continenta - les del Ecuador. Bol. Inst. Nac. de Pesca Equador 2(5):11-17.

6. ANÔNIMO (1990). Turtle Research at Tortuguero, Costa Rica. Volunteer's Manual. Caribbean Conservation Corporation, Gainesville, Florida, 35p.

7. CARR, T. & CARR, N. (1983). Levantamento das tartarugas marinhas de Angola. Relatório para o New York Zoological Society, Florida State Museum, Gainesville, Florida, 35 p.

8. MARCOVALDI, G. & ALBUQUERQUE, J.C.B. (1982). Projeto Tartaruga Marinha. Bol. FBCN 17:70-74.

9. MARCOVALDI, M.A.A. & MARCOVALDI, G. (1985). Projeto TAMAR: área de desova, ocorrência e distribuição das espécies, época da reproduçao,comportamento de postura e técnicas de conservação das tartarugas mari-p.has no Brasil. Brasilia, MA-IBDF, 46 p.

10. MARCOVALDI, M.A.A. & MARCOVALDI, G. (1987). Projeto Tartaruga Marinha. Bol. FBCN 22:95-104.

11. BUITRAGO, J. (1982). Estratégias Reproductivas en Tortugas Marinas. Mem. Soc. Cienc. Nat. La Salle £2:133-144.

12. BERNARDES, A., MACHADO, A.B.M. & RYLANDS, A.B. (1990). Fauna Brasileira ameaçada de extinção. Brazilian Fauna Threatened with extinction. Belo Horizonte, Fundação Biodiversitas para a conservação da diversidade biológica, 62 p.

13. HIRTH, H. & LATIF, E.M.A. (1980). A nesting colony of the hawksbill turtle (Eretmochelys imbricata) on Jeil Ada Kebir Island, Suakin Arquipélago . Sudan, Biol. Conserv. 17: 125-130.

14. GROOMBRIDGE, B. (1982). The IUCN Amphibia-Reptilia Red Data Book Part I. IUCN, Gland, Switzerland, 426 p.

15. WITZELL, W.N. (1983). Synopsis of Biological Data on the Hawksbill Turtle Eretmochelys imbricata (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries Synopsis nº 137, 78 p.

2-E.1

COMPARAÇÃO EVOLUTIVA DO NÚMERO DE DESOVAS POR TEMPORADA REPRODUTIVA, NO ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA/PE, ENTRE 1984 E 1992. Claudio Bellini, Centro TAMAR/IBAMA, Coordenação Regional PE/RN, C.P. 50, 53990-000, Fernando de Noronha, PE.

O Programa Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas - Projeto TAMAR/IBAMA, ano a ano observa as flutuações da população de *Chelonia mydas*, no Arquipélago de Fernando de Noronha/PE. O Projeto TAMAR/IBAMA, iniciou suas atividades no ano de 1984 e encontrou uma população de tartaruga marinha, *Chelonia mydas* à beira da extinção.

O Arquipélago de Fernando de Noronha localiza-se entre as coordenadas $3^{o}45'$ - $3^{o}56'$-S e $32^{o}20'$ - $32^{o}30'$ - W. Foi descoberto em 1503 por Américo Vespúcio, devido a sua posição estratégica foi ocupado e, desde então, sofreu intensa pressão antrópica durante quatrocentos e setenta anos. Para as tartarugas marinhas não foi diferente. Até o final da década de 1970 existem registros de fêmeas matrizes abatidas.

Diferentemente da maioria das áreas de manejo do litoral brasileiro, o Arquipélago de Fernando de Noronha constitui-se numa área de estudo integral, onde a interferência antrópica - através da ocupação das praias, coleta de ovos e matança de fêmeas -, tornou-se nula.

Entre os meses de Janeiro e Junho, época em que as fêmeas se reproduzem nas ilhas oceânicas brasileiras, a equipe técnica normalmente constituída por dois pesquisadores, percorreu as praias de nidificação com o objetivo de realizar os trabalhos de monitoramento e manejo.

Os números de ninhos registrados por ano foi de, 18 em 1984, 26 em 1985, 20 em 1986, 38 em 1987, 30 em 1988, 48 em 1989, 29 em 1990, 52 em 1991 e 44 em 1992.

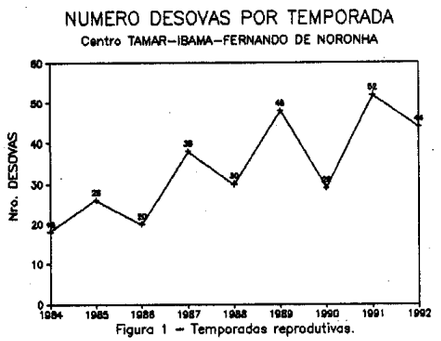


Figura 1 - Temporadas reprodutivas.

As flutuações anuais são pouco conhecidas e comuns em outros sítios reprodutivos, enquanto que em Fernando de Noronha, observou-se desde 1984 um número maior de ninhos nos anos ímpares, em relação aos anos pares (Fig. 1). O aumento do número de desovas de uma temporada para outra - no início da implantação do programa de conservação em Fernando de Noronha (1984) -, está associada a intensificação nos trabalhos de fiscalização.

Em 1988, com a criação do Parque Nacional Marinho, que inclui a principal área de desova - Praia do Leão -, concluiu-se o primeiro ciclo do programa: a conservação definitiva das tartarugas marinhas de Fernando de Noronha.

Reunião Anual da Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência (SBPC), 45, Anais, Recife, PE, 11-16 julho, 1993, p 522.

1993

OBSREVAÇÕES, MARCAÇÃO, CAPTURA E RECAPTURA DE TARTARUGAS MARINHAS – ATRAVÉS DE MERGULHOS -, NO ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA/PE, ENTRE JANEIRO DE 1991 E MARÇO DE 1993.

Cláudio Bellini e Taisi M. Sanches. Centro TAMAR/IBAMA, Coordenação Regional PE/RN. C.Postal 50, 53990-000, Fernando de Noronha/PE

O Programa Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas é responsável por todas as ações de conservação e pesquisa das tartarugas marinhas no brasil. Em Fernando de Noronha desenvolve trabalhos de captura com marcação e recaptura, através de mergulhos desde 1987.

O arquipélago de Fernando de Noronha localiza-se entre as coordenadas 3º45'-3º56'-S e 32º20'-32º30'-W. Os trabalhos de marcação se concentram na Baia do Sueste, área localizada no lado oriental da ilha, pela facilidade de acesso e condições de mar calmo, durante todo o ano.

A maioria das capturas foi realizada por uma dupla de mergulhadores. Deste modo, assim que a tartaruga foi avistada, o par de mergulhadores se separou de maneira a cercar a tartaruga, procurando não realizar movimentos bruscos que possam assustá-la. Efetuada a captura um dos mergulhadores segurou o casco da tartaruga longitudinalmente para evitar a fuga, mantendo-a próxima a superfície para respirar, o outro mergulhador encarregou-se de realizar a marcação comas marcas padrão (tags), anotar a medida de comprimento curvilíneo da carapaça, data, horário, profundidade e local. Quando possível foi realizada a pesagem do indivíduo capturado.

Em Fernando de Noronha Observou-se a presença de duas espécies de tartarugas marinhas. A ***Chelonia mydas***, ou Aruanã, típicas de ilhas oceânicas – com dois estratos populacionais bem definidos -, indivíduos adultos se reproduzindo (dezembro a julho) e jovens e sub-adultos utilizando o Arquipélago como área de alimentação. A ***Eretmochelys imbricata***, ou tartaruga de pente, com indivíduos jovens e sub-adultos, que utiliza Fernando de Noronha apenas como área de alimentação e crescimento.

No período foram realizadas 75 capturas sendo, 12 ***C. mydas*** e 63 ***E. imbricata***. Destas, todos os indivíduos de ***C.mydas*** e 18 indivíduos de ***E. imbricata*** foram capturados pela primeira vez. Os tamanhos médios observados da carapaça foram para ***C.mydas*** de 49,58 cm, 7,84 (desvio padrão da amostra) e 7,50 (desvio padrão da população). Para ***E. imbricata*** o tamanho médio da carapaça foi de 51,70 cm com 10,39cm (desvio de padrão da amostra) e 10,21cm (desvio padrão da população). Verificou-se o crescimento de 7,5 cm e ganho de peso de 9Kg para 705 dias e 11,50cm de crescimento para 820 dias de intervalo de recaptura, ambas para as espécies ***E. imbricata***. Foram marcados 13 ***E. imbricata*** na Baia do Sueste. Neste local observou-se constante presença desta espécie. Todas as

recapturas ocorreram no mesmo local da primeira captura. A maior parte das capturas ocorreram em profundidade entre 1,0 m e 2,0 m.

Por se diferenciar das outras áreas do Projeto TAMAR/IBAMA, devido a condições ambientais, tais como a luminosidade e transparência da água, este trabalho ressalta a importância da continuidade destes estudos para conhecimento da distribuição, modelos de crescimento e peso em ambiente natural, estudos bioecológicos, definição de rotas migratórias entre áreas tróficas e reprodutivas. A proteção e o estudo destas espécies ameaçadas de extinção coloca o Brasil lado a lado com programas de conservação de tartarugas marinhas em outras regiões do mundo.

BELLINI, C.; SANCHES, T.M. Observações, marcação, captura e recaptura de tartarugas marinhas – Através de mergulhos -, No Arquipélago de Fernando de Noronha/PE, entre janeiro de 1991 e março de 1993. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 45., 1993. Recife. **Anais...**, Recife: Universidade Federal de Pernambuco, 1993. p.523. ref. 3-E.1.

EXECUÇÃO E ATIVIDADES DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL NAS COMUNIDADES LITORÂNEAS PRÓXIMAS AS ÁREAS DE DESOVAS DAS TARTARUGAS MARINHAS

CASTILHOS,J.C. de* & ROCHA, D.A.S.**

Conscientizar sobre a importância da preservação das tartaruga marinhas, animal marinho ameaçado de extinção, através do resgate e valorização da cultura local e da riqueza econômica da região, representada pela pesca artesanal e frota camaroneira da Foz do Rio São Francisco.

As atividades de educação ambiental são ininterruptas , mesmo fora da temporada de desova das tartarugas marinhas, e, são, desenvolvidas em todas as bases que estão sob a coordenação do TAMAR SE/AL.

Nas áreas de abrangência do projeto de educação ambiental, os moradores locais subsistem direta ou indiretamente da comercialização do pescado. Através de contatos semanais o Projeto TAMAR, incentiva e apoia eventos e festas regionais; cursos de artesanatos (bogó-espécie de mochila feita com folhas de coqueiros, para transporte de pescado; urupemba; chapéu de palha; ...), curso/ concurso de culinária (comidas típicas), cursos/aulas de dança folclóricas e de rede de pesca (remendo, entralhe e confecção) e, embora a equipe de educação ambiental do TAMAR oriente, todos os eventos/cursos/aulas são ministrados pelos próprios moradores destas comunidades litorâneas.

Tem-se observado um grande envolvimento e interesse destas comunidades litorâneas em participar dos programas de Ed. Ambiental e em compreender a complexidade dos problemas ambientais da região, suas causas e efeitos. Os moradores locais começam a compreender que qualquer agressão que seja cometida contra a natureza pode refletir negativamente nas atividades pesqueiras, de extrativismo e, todas outras que, direta ou indiretamente, estejam ligadas a recursos naturais renováveis.

Não resta dúvida de que a problemática se evidencia por um conjunto de questões associadas a deterioração do meio ambiente. Se, por um lado, a devastação dos recursos naturais traz sérios desequilíbrios ao ambiente natural, estes mesmos desequilíbrios ocasionam desastres com significativas perdas para o ambiente social. Então, ações educativas, devem continuar abordando a questão na busca de uma nova ética na relação homem/homem-homem/natureza.

*Fundação PRÓ-TAMAR
**Acadêmica de Biologia da UFS
Palavras chaves: Educação ambiental, tartarugas marinhas.

CASTILHOS, J.C., de; ROCHA, D.A. dos S. Execução de atividades de educação ambiental nas comunidades litorâneas próximas às áreas de desova das tartarugas marinhas. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA DE PESCA, 8., 1993. Aracaju. **Resumos...,** Aracaju: FINEP, 1993, p.25.

INTERFERÊNCIA DA ILUMINAÇÃO NAS POPULAÇÕES DE TARTARUGAS MARINHAS, PELO TERMINAL PORTUÁRIO DE SERGIPE

Silva, A.C.C.D.* & Silva, V.C.S.**

Avaliação da interferência de iluminação artificial do terminal Portuário de Sergipe, na população de tartarugas marinhas, nos seguintes aspectos quantitativos: Predação de filhotes, pela biota local e a nidificação nas praias próximas ao Porto comparada aos anos anteriores.

No período de fevereiro/92 a fevereiro/93 foi realizado a pesquisa, na qual constava de duas equipes, uma que realizava trabalhos em terra, composta por três pescadores-tartarugueiros, que percorriam todas as noites o trecho de praia desde a Foz do Rio Japaratuba ao norte e até a Foz do Rio Sergipe sul, para acompanhar o processo de nidificação das tartarugas marinhas, e outra equipe, composta por dois pescadores, que realizam estações de pesca com linhas de mão, redes de emalhar de fundo e espinhéis.

Os peixes capturados foram pesados, medidos, classificados sistematicamente e feito análise, macroscópica, do seu conteúdo estomacal. Paralelo a esta atividade foram efetuados mergulhos submarinos diurnos e noturnos, para avaliar e capturar a biota local.

Nas pescarias foram utilizados redes de emalhar n° 0,40; 0,50; 0,60; 0,70; 140, espinhéis com anzóis n° 5,6 onde estes eram lançados duas vezes ao dia, a primeira no alvorecer e a Segunda no entardecer, colocados no lado norte e leste da referida obra. As estações de linhas de mão eram feitas em todo o porto, principalmente à noite.

As nidificações na área de pesquisa, foram diminuídas comparadas com os dois anos anteriores, enquanto houve um aumento das nidificações no restante das áreas da Base do Projeto TAMAR em Pirambu. Nos mergulhos submarinos na obra, foram avistados e capturados três exemplares de tartarugas marinhas adultas, da espécie ***L. olivacea***, levando-se a crer que este animal vem ocupando aquele nicho. Foi observado, que nas noites em que os refletores foram acesos, uma maior concentração de peixes, refletindo em uma maior captura de pescado pelos apetrechos, confirmado pelas observações submarinas.

Durante a pesquisa, foram capturados dois exemplares de bagre ***Arius proops***, onde continha no seu conteúdo estomacal filhotes de tartarugas marinhas.

Foi constatado predação de tartaruga marinha na região de pesquisa, atraída pelo fototropismo existente nas "tartaruguinhas ", em sua orientação na busca do habitat de seu primeiro ano de vida; além da diminuição das atividades de nidificação nas praias de influência.

*Pesquisador Projeto TAMAR-IBAMA/SE
**Acadêmico Engª de Pesca U.F.R.PE
1 – Convênio Fundação Pró-TAMAR/SERGIPORTOS – Financiadores da pesquisa.
End. REBIO Santa Isabel – CEP 49190-000 – Pirambu/SE.
Palavras-chaves: Predação de tartarugas marinhas por fototropismo.

SILVA, A.C.C.D. da; SILVA, V.C.S. Interferência da iluminação nas populações de tartarugas marinhas pelo Terminal Portuário de Sergipe. In: CONGRESSO DE ENGENHARIA DE PESCA, 8., 1993. Aracaju. Resumos..., FINEP, 1993,p.35-36.

Eventos Nacionais

BAPTISTOTTE, C. Tartarugas marinhas- Projeto TAMAR. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE HERPETÓLOGOS, 6., 1992. Belo Horizonte. **Anais...** [S.l.: s.n.], 1992. p 19-24.

BELLINI, C.; SALES, G. Registro de predação de ovos e neonatos de tartaruga marinha aruanã, Chelonia mydas em ilhas oceânicas brasileiras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 19., 1992. Belém. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1992. p 132. ref.546.

FERREIRA, S. N. M.; MOREIRA FILHO, G. C.; PATIRI, V. J. de A. Influência da iluminação artificial na reprodução das tartarugas marinhas. In: SEMINÁRIO NACIONAL DE DISTRIBUIÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA, 11., 1992. Blumenau. **Resumos...,** Blumenau: COELBA, 1992, 29 p.

LAURINO, L. D.; BETHLEM, C. Resultados da temporada reprodutiva de 1991 das tartarugas aruanãs (Chelonia mydas) no Arquipélago de Fernando de Noronha, PE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 19., 1992. Belém. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1992. p 132. ref.547.

Vídeos

TAMAR, 1992. Ilha da Trindade: Santuário das tartarugas verdes. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 17 minutos.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, reprodução, manejo, Cm, TR
Disponível na Base: Comboios

TAMAR, 1992. TAMAR 12 anos. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 14 minutos.
palavras chave: tartarugas marinhas, conservação, manejo, Cc, Cm, Dc, Ei, Lo, BR
Disponível na Base: Praia do Forte

TAMAR, 1992. TAMAR Sergipe. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 8 minutos.
palavras chave: **tartarugas marinhas**, conservação, educação, SE
Disponível na Base: Pirambu

TARTARUGAS MARINHAS: PROJETO TAMAR

Dados: Projeto TAMAR compilados
por Cecília Baptistotte*

As Tartarugas Marinhas são répteis que surgiram há 150 milhões de anos, resistindo a drásticas mudanças na Terra, que extinguiram inclusive os Dinossauros Mantiveram sua morfologia praticamente sem mudanças significativas até o tempo atual.

Das oito espécies existentes no mundo, 5 habitam e se reproduzem no Brasil. Todas estão ameaçadas de extinção e são protegidas por leis nacionais e internacionais.

As Tartarugas Marinhas realizam grandes migrações, retornando à mesma praia de origem para desovar.

Nascem com cerca de 20 gramas e podem ultrapassar 900 kg. Os machos possuem uma longa cauda, às vezes maior que a nadadeira posterior. Nunca sobem às praias. Geralmente esperam as fêmeas em frente à praia de desova. Diversos machos disputam uma só fêmea.

Alguns machos não realizam migrações, mantendo-se nas praias de reprodução. São em geral menores que as fêmeas. A cópula pode durar várias horas. O macho se sobrepõe à fêmea com auxílio das nadadeiras posteriores, sendo que esta conduz os movimentos subindo à superfície nos devidos intervalos de tempo para respirar.

Uma única fêmea pode colocar numa temporada de desova mais de 500 ovos, divididos entre 3 e 6 posturas, intercaladas por intervalos de cerca de 15 dias O sol e a umidade da praia se encarregam de chocar os ovos por cerca de 50 dias A taxa de eclosão varia muito, sendo estimada na natureza em um faixa de 50% a 80% Estima-se que de 1 a 2 filhotes am cada mil sobrevivem. Não se sabe com quantos anos uma tartaruga chega à fase adulta. Depende da espécie, da alimentação e do esforço dispendido durante esse período.

Dermochelys coriacea

É a maior das tartarugas marinhas, com registro máximo de 900 kg Diferencia-se das* demais por não possuir um casco rígido e sim uma espécie de couro quilhado, daí o nome popular tartaruga-de-couro ou quilhada. É negra, com manchas de coloração branca e azul-pis-cina. B grande nadadora, com nadadeiras que podem ultrapassar dois metros de comprimento.

No Brasil, encontra-se em situação muito delicada, com poucos exemplares chegando ao litoral norte do Espírito Santo para realizar posturas. Alimentam-se de medusas e caravelas, havendo registros de mortes por ingestão de sacos plásticos jogados no mar.

* PROJETO TAMAR/IBAMA - Cx P 105 Linhares/ES - 29900-970

Caretta caretta

Esta é a espécie mais comumente observada desovando no litoral brasileiro. Atinge até cerca de 200 kg, alimentando-se basicamente de crustáceos e moluscos.

Possui a cabeça bastante grande em proporção ao restante do corpo, o que deu origem ao nome popular cabeçuda É também conhecida como avó-de-aruanã, tartaruga-mestiça ou meio-pente, pois o casco e utilizado na confecção de adornos.

A principal região de desova utilizada por Q. caretta é o litoral norte baiano, seguido pelo Espírito Santo e por Sergipe.

Chelonia mydas

É a espécie de tartaruga marinha mais conhecida no Brasil, podendo pesar até 300 kg. Migra a grandes distâncias entre os continentes para reprodução e alimentação.

No primeiro ano de vida é onívora, de hábito oportunista, se tornando, a seguir, herbívora, alimentando-se exclusivamente de algas. Possui vários nomes populares, sendo os mais conhecidos Aruanã e tartaruga-verde.

No Brasil se reproduz nas ilhas oceânicas de Trindade, Fernando de Noronha e Atol das Rocas. Aparece na costa com relativa abundância na forma juvenil, reproduzindo-se esporadicamente no litoral.

Eretmochelys imbricata

É internacionalmente conhecida corpo a espécie mais ameaçada de extinção, devido ao alto valor do casco utilizado na confecção de diversos adornos como aro de óculos, bolsas, bijuterias etc.

Recebe os nomes de tartaruga-de-pente, legítima ou verdadeira.

Sua principal área de desova é o litoral norte da Bahia. Quando adulta pode chegar a 150 kg. Alimenta-se principalmente de caranguejos e moluscos.

Lepidochelys olivacea

É a menor e a mais desconhecida das tartarugas marinhas, podendo atingir 60 kg quando adulta. Não possui nome popular a não ser em Sergipe, onde se reproduz em maior número, sendo conhecida como tartaruga-comum. Alimenta-se de crustáceos, moluscos, esponjas etc.

Projeto TAMAR

A idéia de criação do Projeto TAMAR surgiu em 1979, em resposta a pressões internacionais., que exigiam uma posição do Brasil em relação às tartarugas marinhas, animais ameaçados de extinção no mundo inteiro. Até então não havia registro sobre a situação destes quelônios, tampouco se sabiam quais espécies que ocorriam no país, sua abundância, suas principais áreas de desova e sua biologia.

Devido ao abate de fêmeas matrizes e colheita de ovos, além da ocupação irregular das praias de nidificação, as tartarugas marinhas foram praticamente dizimadas do litoral brasileiro. Poucas áreas resistiram e ainda recebem algumas fêmeas para reprodução.

Durante dois anos, foram percorridas as praias do Rio de Janeiro ao Amapá. Isto feito, foram eleitas as principais áreas de reprodução, essenciais à preservação das espécies.

Em 1982, foram criadas simultaneamente, as bases experimentais de Comboios no Espírito Santo, Praia do Forte na Bahia e Pirambú em Sergipe, que produziram no todo 2.163 filhotes.

Atualmente, são 18 bases ao longo do litoral brasileiro, e ilhas oceânicas, onde as equipes técnicas, auxiliadas por estagiários, pescadores, e comunidades litorâneas, procuram reverter este processo de extinção.

Os ovos, em sua maioria, são transferidos cuidadosamente para cercados de incubação protegidos e, após aproximadamente 50 dias, os filhotes nascem e são liberados no mar. tem-se como estratégia a tentativa de manter os ovos em seus locais originais de postura, entretanto, atualmente, 70% são transferidos.

O trabalho desenvolvido pelo TAMAR permite que atualmente cerca de 250.000 filhotes de tartarugas marinhas sejam liberados anualmente no litoral do Brasil. Nestes 13 anos já foram soltos mais de 1 000 000 de filhotes

Educação Ambiental

Estes resultados positivos devem-se em grande parte ao trabalho de educação e envolvimento com as comunidades No inicio do projeto pessoas conhecidas por predarem tartarugas foram contatadas, sendo hoje os mais antigos funcionários do projeto, auxiliando no trabalho de preservação das espécies. Seguindo uma filosofia de auxílio direto às comunidades com o programa educativo, todos os técnicos do TAMAR moram em suas áreas de trabalho. O convívio diário com os problemas e atividades sócio-culturais da comunidade são o fator mais importante para se propor alternativas de desenvolvimento dessas áreas dentro de uma linha conservacionista.

Abaixo são descritos alguns programas realizados nas bases do TAMAR:

a) Noite Ecológica

Programa desenvolvido principalmente com as crianças. Consiste na participação de 2 ou 3 crianças por noite das saídas de jipe pela praia durante as tartarugadas (saídas noturnas à procura de tartarugas). Durante esta atividade, as crianças recebem informações dos técnicos sobre o trabalho de proteção às tartarugas e de preservação do meio ambiente.

Este programa revelou-se uma forma eficiente de conscientização, pois permite um maior conhecimento e envolvimento das crianças na preservação das tartarugas. Além disso, as crianças têm a oportunidade de conhecer a rotina do trabalho desenvolvida pelo TAMAR.

b) Centros Ecológicos

Local onde se desenvolvem trabalhos de conservação e produção, associados a um centro de visitação para turistas, com aquários, painéis, fotografias, esqueletos de tartarugas, botos, baleia, e uma pequena coleção de animais taxidermizados. A recepção é feita pelas próprias crianças e adolescentes, responsáveis pela manutenção destes Centros.

c) Oficina de Papel Reciclado

d) Confecção Pró-Tamar (Regência - ES)

A produção e comercialização de produtos com mensagens de preservação das tartarugas marinhas, além da função de divulgação, possui o objetivo de envolver as comunidades na produção com geração de empregos, fazendo com que a sociedade participe deste programa de preservação.

e) Monitoramento da Pesca

Na tentativa de proteger e melhor administrar os recursos pesqueiros, desenvolve-se fiscalização da pesca camaroneira e discussão com os pescadores a respeito do melhor período de defeso para algumas espécies de peixes.

f) Campanhas Educacionais

- Algumas bases estão abertas ao público diariamente Os visitantes recebem o maior número possível de informações através de filmes, slides, e palestras. Também são mantidas algumas tartarugas em tanques, permitindo a observação das espécies que ocorrem no nosso litoral;

- Envolvimento de crianças e adultos no acompanhamento dos trabalhos no cercado de incubação e soltura de filhotes;

- Envolvimento com as comunidades locais através de gincanas, excursões e apoio a manifestações culturais;

- Campanha de plantio de árvores ornamentais e frutíferas com as crianças das comunidades trabalhadas;

- Campanha de lixo, com distribuição de latões para a coleta do mesmo;

- Produção de filmes sobre a região (ecologia, cultura etc.);

- Apoio ao programa de prevenção contra a cárie dentária, desenvolvido com as crianças de Regência - ES;

- Apoio à criação e organização da Associação de Pescadores, e a sua regularização profissional.

Áreas de Alimentação

Apesar dos esforços, existem muitas tartarugas marinhas que ainda são capturadas sendo a maior parte acidentalmente Entretanto, em alguns casos, a pesca é intencional. Assim, centenas de juvenis e sub-adultos ainda são mortos anualmente

Concretizada a proteção aos locais de reprodução, é necessário estender os trabalho às áreas de alimentação, fechando assim a proteção de todo o ciclo de vida, a exemplo d Ubatuba-SP e Almofala - CE.

Participam do Projeto TAMAR

A Fundação PRÓ-TAMAR foi criada em 1988, prevendo única e exclusivamente possibilitar um apoio administrativo para o projeto.

É necessária a continuidade dos trabalhos de proteção, com alocação de recursos pelo Ibama, manutenção do apoio das Empresas, compreensão das autoridades municipais quanto à questão da ocupação do litoral, e participação da sociedade na luta pela proteção dos nossos recursos naturais.

- NACIONAL: Aracruz, Petrobrás, Aqualung, W.W.F.
- ESPÍRITO SANTO: Seama, ITCF, Prefeitura de Aracruz, Prefeitura Linhares, Prefeitura de São Mateus, Prefeitura de Vitória. , ,.
- SERGIPE: Dow Química, FNMA.
- BAHIA: Copene, Unidas, Prefeitura de Camaçari, Tibrás, Dow Química, Deten, Conservation International.
- SÃO PAULO: Dixie Lalekla SA, Fundart-PMU, Instituto de Pesca.
- PARANÁ: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza.
- FRANKFURT: Zoological Society.

546. REGISTRO DE PREDAÇÃO DE OVOS E NEOMATOS DE TARTARUGA MARINHA ARUANÃ, *CHELONIA MYDAS* EM ILHAS OCEBNICAS BRASILEIRAS

C. BELLINI & G. SALES *

O Projeto TAMAR se estabeleceu desde 1984 no Arquipélago de Fernando de Noronha/PE, em 1989 na Reserva Biológica do Atol das Rocas/RN e realiza trabalhos esporádicos na Ilha da Trindade, com o objetivo de proteger e manejar as populações de tartarugas marinhas aruanãs, *Chelonia mydas*. Observou-se nestes anos de trabalhos, significativa predação de desovas frescas e neonatos no percurso ninho/praia por animais silvestres e domésticos. Nas três ilhas registrou-se predação de neonatos pelos caranguejos terrestres *Gecarcinus lagostoma*, pelo aratú *Grapsus Grapsus* e o fantasma ou maria-farinha *Ocypode quadrata*. Também pela ave marinha conhecida como fragata ou catraia Fregata magnificens e pelo polvo Octopus sp. Em Fernando de Noronha pela presença do homem desde 1503 - ano de seu descobrimento -, e sua intensa predação humana até o final da década de 1970, possui hoje o menor número de fêmeas se reproduzindo entre as ilhas oceânicas. Assiciado a sua presença, foram introduzidos no arquipélago espécies exóticas, das quais evidenciou-se a predação de desovas frescas pelo cachorro doméstico *Canis familiares* e pelo lagarto tejú *Tupinambis teguixim*. Evidencia-se a necessidade urgente de controlar ou mesmo eliminar as espécies exóticas, como instrui o Plano de Manejo do ParNaM de Fernando de Noronha visto o incremento de predação artificial provocado pela presença delas. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA / Centro TAMAR. * Arquipélago de Fernando de Noronha/PE, Reserva Biológica Atol das Rocas, RN. Caixa Postal 50, Fernando de Noronha, PE. CEP: 53.990.

XIX Congresso Brasileiro de Zoologia, Resumos, Belém, PA, 26-31 Julho, 1992, p 132.

XV SEMINÁRIO NACIONAL DE DISTRIBUIÇÃO
DE ENERGIA ELÉTRICA

INFLUÊNCIA DA ILUMINAÇÃO ARTIFICIAL NA REPRODUÇÃO DAS TARTARUGAS MARINHAS

Sandra Neusa Marcheski Ferreira
Godofredo Carneiro Moreira Filho
Victor José de Andrade Patiri

Companhia de Eletricidade do Estado da Bahia-COELBA

Blumenau, 13 a 18 de setembro de 1992

R E S U M O

As tarturugas marinhas, que têm sua origem na era mesozóica, período cretácio, há aproximadamente 150 milhões de anos, resistiram a todas as transformações geológicas que alteraram drasticamente as condições de vida do planeta.

A rede de iluminação próxima a linha de praia, afasta as tartarugas matrizes quando apenas as fêmeas saem da água para realizar a postura durante à noite.

O mesmo ocorre com os filhotes que, nascendo à noite, caminham em direção ao oceano, e as luzes artificiais próximas a sitios de desovas desorientam estes filhotes, atraindo-os em direção as mesmas causando a morte de até 95% dos filhotes.

Em 28.09.90 o IBAMA, através da Secretaria do Meio Ambiente, publicou a Portaria no. 1933, proibindo a instalação de qualquer fonte de iluminação direta sobre a beira da praia em 63 praias do litoral brasileiro.

Visando contornar este problema e encontrar soluções técnicas TAMAR-IBAMA e COELBA vem desenvolvendo o "Programa de Adequação das Fontes Luminosas Artificiais nas Áreas de Reprodução".

Como método empregado foi utilizado 1 (um) poste com diferentes luminárias e lâmpadas com altura de montagem de 6 a 8m, trena de 50m, luximetro digital com resolução de 1 (um) lux, termômetro e filhotes de tartaruga em pontos pré-determinados onde eram realizadas leituras.

Os experimentos ainda são insuficientes. As pesquisas têm que continuar até se chegar a um resultado satisfatório. Intensidade de iluminamento maior que 0 (zero) e menor que 1 (um)lux sensibilizam algumas espécies, impedindo que a maioria caminhe em direção ao mar. Recomenda-se a liberação de projetos de iluminação de ruas, condominios, hotéis e similares próximo às praias de desova, à aprovação prévia do TAMAR-IBAMA e área especifica da concessionária que trata do assunto. Esta recomendação já foi posta em prática na COELBA.

Concluimos que é necessário identificar as luzes problemas, eliminando ou modificando e estabelecendo norma de iluminação aceitável para as praias, a exemplo de paises como o Japão, Austrália e Estados Unidos, a fim de que o homem tenha melhor coexistência com a natureza.

INFLUÊNCIA DA ILUMINAÇÃO ARTIFICIAL NA REPRODUÇÃO
DAS TARTARUGAS MARINHAS

S U M Á R I O

	Pag.
1. INTRODUÇÃO	04
2. MATERIAL E MÉTODOS	05
Tabela 2-1 - Caracteristicas da Lâmpadas Utilizadas nos Experimentos	06
3. RESULTADOS	07
Tabela 3-2 - Condições Gerais dos Experimentos	07
Tabela 3-3 - Quadro Resumo dos Experimentos	08
4. RECOMENDAÇÕES	10
5. CONCLUSÕES	11
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
ANEXOS	
Figura 1-1 - Bases do Projeto TAMAR	13
Gráfico 1-1 - No. de Filhotes Protegidos e Liberados	14
Gráfico 2-2 - Medições das Distancias Focais	15
ANEXOS FACULTATIVOS	16
Anexo 1-1 - Cópia da Portaria No. 1.933, de 28-09-90	

1. INTRODUÇÃO

As tartarugas marinhas, que tem sua origem na era mesozóica, periodo cretáceo, há aproximadamente 150 milhões de anos, resistiram a todas as transformações geológicas que alteraram drasticamente as condições de vida no planeta.

Atualmente, no mundo, existem oito espécies que utilizam como áreas de reprodução, praias de regiões inter-tropicais.

No litoral brasileiro são constatadas a ocorrência de reprodução de cinco espécies de tartarugas marinhas:

Caretta caretta (tartaruga cabeçuda), Chelonia mydas (tartaruga verde), Eretmochelys imbricata (tartaruga de pente), Lepidochelys olivacea (sem nome comum) e Dermochelys coriacea (tartaruga de couro) (MARCOVALDI & MARCOVALDI, 1986).

Devido ao costume das comunidades litorâneas de abaterem fêmeas matrizes e colherem desovas, bem como as alterações antrópicas que modificaram significativamente as características ambientais das praias de nidificação, poucas áreas resistiram e atualmente recebem durante os meses de setembro a março populações destes quelônios para reprodução (Fig. 1-1),

O Programa Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas foi criado em 1980 pelo então IBDF, atual IBAMA, para proteger estas cinco espécies ameaçadas de extinção. Durante doze anos de atuação, foram liberados ao mar cerca de um milhão de filhotes (Gráfico 1-1), reiniciando assim, o ciclo de reprodução destes animais no Brasil.

Em 28 de setembro de 1990 o IBAMA, através da Secretaria do Meio Ambiente, publicou a Portaria No. 1933, proibindo a instalação de qualquer fonte de iluminação direta sobre a beira da praia, em 63 praias do litoral brasileiro (Vide cópia da Portaria - Anexo 1-1).

A rede de iluminação próxima a linha de praia, afasta as tartarugas matrizes reprodutoras (CARR ET ALLI, 1978; EHRHART, 1979; MORTINER, 1982; RAYMOND, 1984) quando apenas as fêmeas saem da água para realizar a postura dos ovos durante a noite.

O mesmo ocorre com os filhotes de tartarugas marinhas que, nascendo preferencialmente a noite, caminham imediatamente em direção ao oceano, e as luzes artificiais próximas a sitios de desovas desorientam estes filhotes (FLETEMEYER, 1979), atraindo-os em direção as mesmas. Podem causar a morte de até 95% dos filhotes de um mesmo ninho (McFARLANE, 1963).

Visando contornar este problema e encontrar soluções práticas, técnicos do PROJETO TAMAR - IBAMA E COELBA, vêm desenvolvendo o "Programa de Adequação das Fontes Luminosas Artificiais nas Áreas de Reprodução de Tartarugas Marinhas".

Este trabalho, uma das etapas do referido programa, investiga a interferência de diferentes tipos de lâmpadas e luminárias no momento da caminhada de filhotes de tartaruga cabeçuda (Caretta caretta), do ninho em direção ao mar.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram realizados entre os dias 28 de janeiro, 3 e 4 de fevereiro de 1992, na Praia de Interlagos, município de Camaçari - BA (Lat.12º 46'S, Long.38º11'W) uma das principais áreas remanescentes de desova da tartaruga cabeçuda no Brasil (70,47% do total das desovas da Praia de Interlagos na Campanha 1990/91 - Fonte CENTRO TAMAR - IBAMA).

Foi instalado um poste circular de concreto com 9 metros de altura, esforço 200 daN, com 2 luminárias:

- luminária externa fechada de aluminio fundido, padrão COELBA, marca Philips, com altura de montagem igual a 8 metros;
- luminária externa aberta de aluminio estampado, padrão COELBA, marca Ilumatic com altura de montagem igual a 6 metros.

Testaram-se 6 tipos de lâmpadas para os nove experimentos (Tab. 2-1).

Foram demarcadas distâncias da fonte de luz em intervalos regulares de 3 metros, sendo utilizadas trena com 50 metros, marca Tajima com precisão de 1 cm, e estacas de madeira.

Nos pontos pré-determinados realizaram-se leituras de intensidade luminosa com auxilio de luximetro digital, marca Icel, modelo LD-500 com resolucão de 1 lux, precisão de ± 2% mais dois digitos.

Os filhotes de tartaruga cabeçuda (Caretta caretta) nascidos sempre há menos de nove horas de cada experimento, foram acondicionados em caixas de plástico opacas e com proteção na parte superior, para evitar qualquer tipo de contato com luzes artificiais.

Para cada ponto utilizaram-se 6 filhotes de tartaruga marinha, que eram sempre orientados e liberados em direção ao mar. Anotaram-se as reações do comportamento em relação aos diferentes tipos de lâmpadas:

+ (positivo) quando os filhotes apresentavam fototropismo positivo, orientando-se em direção a luz;
- (negativo) quando os filhotes iam em direção ao oceano;
0 (neutro) quando os filhotes nao apresentavam qualquer tipo de reação a luz, permanecendo parados.

Registrou-se o tempo de definição que os animais demoraram para reagir a ação das luzes, condições meteorológicas, condições de maré e temperatura do ar (termômetro bulbo mercúrio precisão 1ºC) - vide Tabelas 3-2 e 3-3 e Gráfico 2-2.

TABELA 2-1

CARACTERÍSTICAS DAS LÂMPADAS UTILIZADAS NOS EXPERIMENTOS

TIPO	Pressão	Potência (W)	Formato	Base	Fluxo Lum. Nominal (lm)	Fab.
Vap. Mercúrio	ALTA	125	OVOIDE	E-27	6.000	OSRAM
Vap. Mercúrio	ALTA	400	OVOIDE	E-40	22.000	OSRAM
Vapor Sódio	ALTA	360	OVOIDE	E-40	34.500	PHILIPS
Incandescente	N.A.	40	OVOIDE	E-27	726	PHILIPS
Fluorescente	BAIXA	4 x 40	TUBULAR	Bipino Medio	4 x 2.020	PHILIPS
Mista	ALTA	160	OVOIDE	E-27	3.000	G.E.

3. RESULTADOS

TABELA 3-2

CONDIÇÕES GERAIS DOS EXPERIMENTOS

EXPERIMENTO	LUMINÁRIA	FASE DA LUA	TEMPERAT. AMB.(C)	TEMPO	DATA	MARE	LOCAL
01	ABERTA	NOVA	-	CHUVOSO	17.04.91	VAZANTE	PRAIA DE JAUA
02	ABERTA	MINGUANTE	24,5	CHUVOSO	28.01.92	ENCHENTE	PRAIA INTERLAGOS
03	FECHADA	MINGUANTE	24,5	CHUVOSO	28.01.92	ENCHENTE	PRAIA INTERLAGOS
04	ABERTA	MINGUANTE	24,5	CHUVOSO	28.01.92	ENCHENTE	PRAIA INTERLAGOS
05	ABERTA	MINGUANTE	24,0	CHUVOSO	28.01.92	ENCHENTE	PRAIA INTERLAGOS
06	FECHADA	NOVA	24,5	CHUVOSO	03.02.92	VAZANTE	PRAIA INTERLAGOS
07	ABERTA	NOVA	24,0	PARCIAL NUBLADO	03.02.92	VAZANTE	PRAIA INTERLAGOS
08	ABERTA	NOVA	25,5	PARCIAL NUBLADO	03.02.92	VAZANTE	PRAIA INTERLAGOD
09	ABERTA	NOVA	27,0	NUBLADO	04.02.92	VAZANTE	PRAIA INTERLAGOS
10	ABERTA	NOVA	25,0	CHUVOSO	04.02.92	ENCHENTE	PRAIA INTERLAGOS

VEGETAÇÃO AO REDOR: Fixadora de Dunas
PERÍODO DA DESOVA : Setembro a Março

Experimentos	01	02 a 0!j	06 a 0f3	09 a 10
Horário Nascente (h)	5:42	5:25	5:30	5:30
Horário Poente (h)	17:27	19:04	19:03	19:03

HORÁRIO DOS EXPERIMENTOS:

- No. 01 : 20:30 às 01:00 h
- No. 02 a 05: 21:10 às 03:00 h
- No. 06 a 08: 21:00 ás 02:30 h
- No. 09 a 10: 21:3p ás 02:30 h

TABELA* 3-3

QUADRO RESUMO DOS EXPERIMENTOS

EXPERIMENTO	POSIC. BRAÇO	TIPO DA LAMPADA	QUANTIDADE DE FILHOTE	REAÇÃO POSITIVA	REACAO NEGATIVA	REAÇÃO NEUTRA	TEMP. M. DEFIN.
01	NORMAL	VAP. MERC. 125W	24(3,36)	23(3,98)	0	01(1,25)	-
02	NORMAL	VAP. MERC. 125W	60(8.40)	53(9.17)	0	07(8.75)	1'42"
03	NORMAL	VAP. MERC. 400W	60(8,4)	55(9,52)	0	05(6,25)	1'34"
04	NORMAL	MISTA 160 W	54(7,56)	41(7,09)	0	13(16,15)	1'43"
05	NORMAL	INCANDES. 40 W	60(8,40)	48(8,30)	01(1,79)	11(13,75)	1'52"
06	NORMAL	VAP.SOD. AP.360W	102(14,29)	96(16,61)	01(1,79)	05(6,25)	1'47"
07	NORMAL	FLUORES. 160 W (4x40)	102(14,29)	84(14,53)	02(3,56)	16(20,00)	1'41"
08	INVERT	INCANDES. 40 W	78(10,92)	49(8,48)	28(50,0)	01(1,25)	2'12"
09	INVERT	VAP. MERC. 125 W	102(14,29)	77(13,32)	12(21,43	13(16,25)	2'04"
10	INVERT	MISTA 160 W	72(10,19)	52(9,00)	12(21,43	8(10,00)	1'36"
TOTAL			714(100)	578(80,95)	56(7,84)	80(11,20)	1'48"
%			100	81	08	11	

CONVENÇÃO:

NORMAL: **braço** dirigido para o mar
INVERT: braço oposto ao mar
REAÇÃO POSITIVA: filhote anda para a luz
REAÇÃO NEGATIVA: filhote anda para o mar
REAÇÃO NEUTRA: **filhote não** se move
TEMP. M. **DEFIN.: tempo que** os **filhotes** demoram para definir o caminho a tomar
OBS.: valores entre **parênteses:** percentual

Dos tipos de lâmpadas utilizadas, as mais letais foram:

Vapor de sódio 360 W, **braco** normal, com 94% de **desorientacão** - Experimento 06

Vapor de mercúrio 400 W, braço normal, com 92% de **desorientacão** - Experimento 03

Vapor de mercúrio 125 W, braço normal, com 88% de **desorientacão** - Experimento 02

A **iluminacão** menos letal foi ocasionada pela **lâmpada** incandescente, invertida, e mesmo assim apresentou um índice de desorientação de 63%, seguida da lâmpada a vapor de mercúrio 125 W, também invertida, com 75%;

A **instalação** do braço de iluminação voltado "para a rua resultou numa redução no **indice** de desorientação de 17% para a lâmpada incandescente, de 13% para a **lâmpada** a vapor de mercúrio 125 W e de 4% para a lâmpada mista 160 **W;**

Comparando lâmpadas de diferentes tipos e mesma potência, observou-se que a lâmpada fluorescente é 6% mais letal que a mista. Tal fato pode estar relacionado a maior sensibilidade da espécie **estudada** ao comprimento de onda da cor **ultra-violeta,** presente na lâmpada fluorescente em grande intensidade;

O experimento no. 1 foi excluido para efeito de resultado, considerando ser o mesmo um **trabalho** inicial como fato gerador de estudos posteriores, por motivo de não termos inicialmente qualquer parâmetro ou subsidios de terceiros;

Nos experimentos 05 e 10, foram descartadas as observações a partir de 42m, tendo em vista que pontos luminosos provenientes de lâmpadas incandescentes situados há mais de 500m do local de estudo, influenciaram **(desorientaram)** o comportamento dos filhotes;

Apesar **da** diversidade **de lâmpadas** utilizadas, observou-se um tempo de **definição** em torno de **2'** (Vide Tabela **3-3);**

As reações neutras **(tartarugas paradas),** representando 11% do total de filhotes, são **atribuidas** a uma possível situação de **"stress"** causada pelo transporte dos animais até o local de estudo, e **não** a influencia especifica de qualquer tipo de luz;

92,86% dos filhotes que se dirigiram para o mar estavam sob a incidência de luz com o braço de iluminação voltado para a rua.

4. RECOMENDAÇÕES

Efetuar o levantamento e cadastramento de todos os pontos de iluminação pública situados nas proximidades das praias de desova de tartarugas marinhas no Brasil;

Responsável: as concessionárias de energia elétrica, através de suas áreas técnicas pertinentes.

Estudar, em conjunto com os técnicos do Projeto TAMAR -IBAMA, as alternativas a serem adotadas para cada trecho critico (Adequação de Luminárias, Alteração nos Critérios do Projeto de Redes, "BLACK-OUT's" sazonais e etc...)

Responsável: TAMAR - IBAMA e concessionárias

Condicionar a aprovação de projetos de iluminação de ruas, condominios, shopping centers, hotéis e similares próximos as praias de desova, a aprovação prévia do TAMAR e área especifica da concessionária que trata do assunto; esta recomendação ja foi posta em prática na COELBA;

Responsável: concessionárias

Promover uma campanha de informação e conscientização das populações que habitam estas áreas, visando apagar, reduzir ou adaptar a iluminação doméstica;

Responsável: TAMAR - IBAMA

Manter contato com as prefeituras dos municipios que possuem praias de desova, no sentido de esclarecimento sobre a questão, mostrando principalmente o impacto nocivo de uma iluminação convencional nestes sitios; este aspecto é especialmente importante, tendo em vista que em algumas concessionárias a responsabilidade pela iluminação pública é de competência exclusiva da prefeitura;

Responsável: TAMAR - IBAMA e concessionárias

Dar continuidade aos experimentos utilizando áreas de desova de outras espécies de tartarugas marinhas;

Responsável: TAMAR - IBAMA e COELBA

Dar continuidade aos experimentos utilizando novos modelos de luminárias, anteparos e tipos de lâmpadas ainda não disponiveis no mercado nacional;

Há evidências de que a lâmpada de sódio a baixa pressão afete menos os filhotes de tartaruga cabeçuda (Caretta caretta) (Witherington,1990). Este tipo de lâmpada ainda não está disponivel no mercado, mas já está sendo utilizado nos Estados Unidos. Uma explicação para este resultado seria a concentração do comprimento de luz preferencialmente na faixa de 550-600 nm

(cor amarela) provavelmente a cor que a tartaruga cabeçuda seja menos sensivel (comprimentos de onda intermediários).

Responsável: TAMAR - IBAMA, COELBA e fabricantes

5. CONCLUSÕES

Intensidades de luz acima de 0 e menores que 1 lux sensibilizam a espécie Caretta caretta, impedindo que a maioria caminhe em direção ao mar;

Não se pode determinar o valor exato em lux entre os limites acima indicados, a partir do qual os filhotes caminham em direção ao mar, devido a baixa sensibilidade do luximetro para esta faixa (0-1 lux). Para contornar este problema, estamos importando aparelho com sensibilidade adequada;

Qualquer ponto luminoso que incida sobre a praia pode ocasionar a desorientação aos filhotes, mesmo a distâncias superiores a 500 metros do ninho.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

I - CARR. A.F.. M.H., and MEYLAN, A. B. (1978). The ecology and migrations of sea turtles, 7. The West Caribbean green turtles colony. Bull. Am. Mus. of Nat. Hist., 162. 1-46.

II - EHRHART, L.M (1979). A survey of marine turtle nesting at the Kennedy Space Center, Cape Canaveral Air Force Station, North Brevard County, Florida. Unpublished report to Division of Marine Resources, Florida Department of Natural Resources, St. Petersburg, Florida, 1-122.

III - FLETEMEYER, J. R. (1979), Sea Turtle Monitoring Project. Unpublished report to Broward County Enviromental Quality Control Board, Ft. Lauderdale, Florida, 1-64.

IV - MARCOVALDI, M. A. A. G. e MARCOVALDI G. G. Projeto TAMAR: Áreas de desovas, Ocorrência e distribuição das Espécies, Época de Reprodução, Comportamento de Postura, Técnicas de Conservação das Tartarugas Marinhas no Brasil - IBDF. Brasilia, Brasil - 1986, 48p.

V - McFARLANE, R.W. (1963) Desorientation of loggerhead hatchlings by artificial road lighting. Copeia, 1963, 153.

VI - BLAIR E. Witherington & KAREN A. Bjorndal (1990) Influences of Artificial Lighting on the Seaward Orientation of Hatching Loggerhead Turtles Caretta caretta.

FIGURA 1-1

BASES DO PROJETO TAMAR

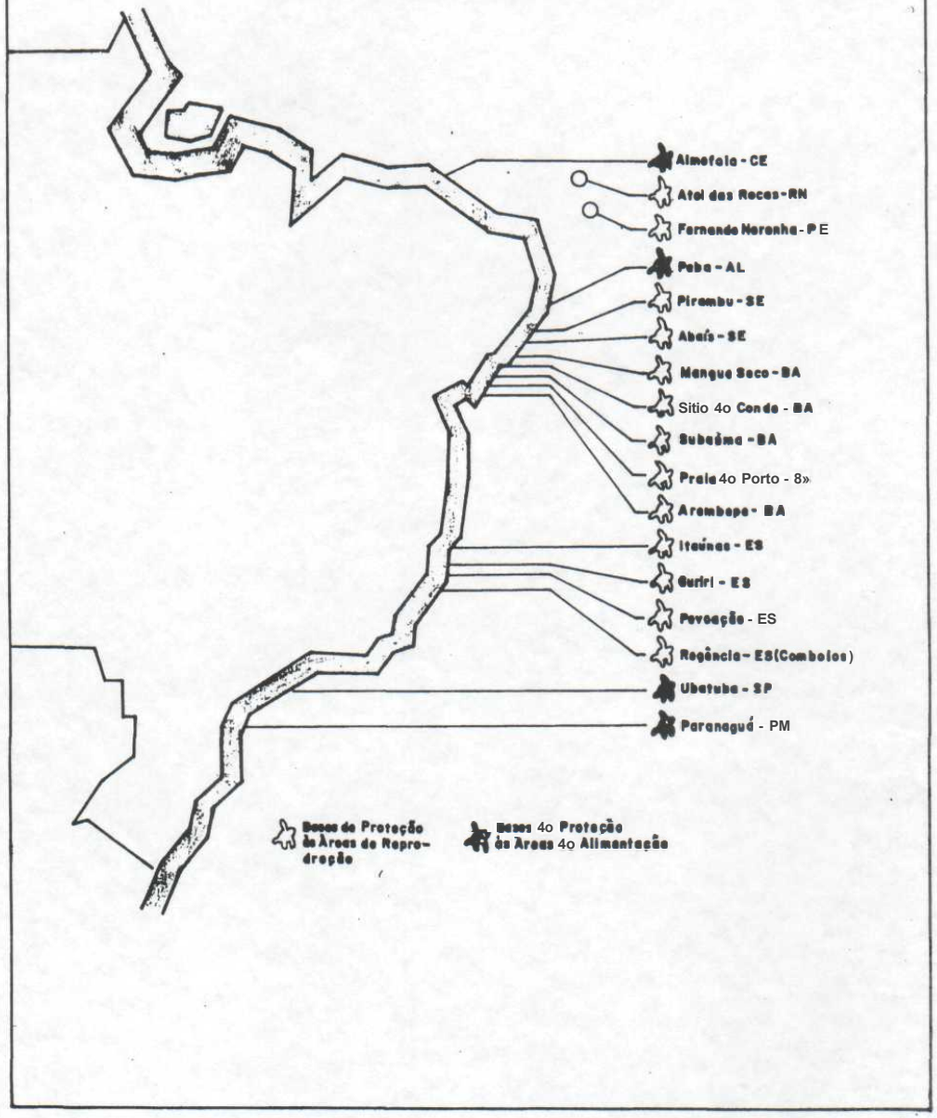


GRÁFICO 1-1

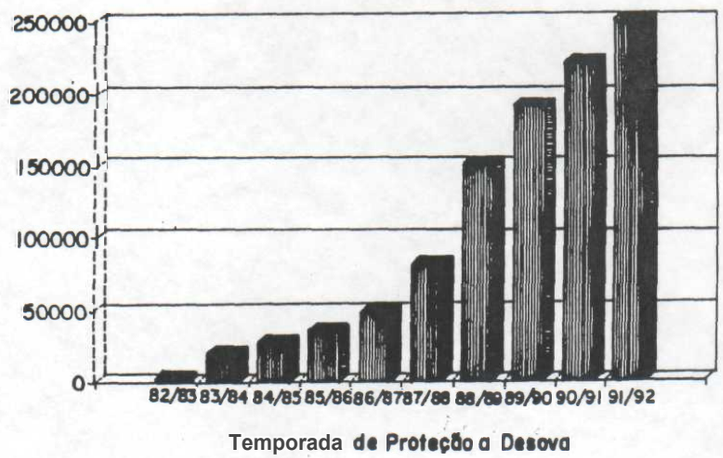
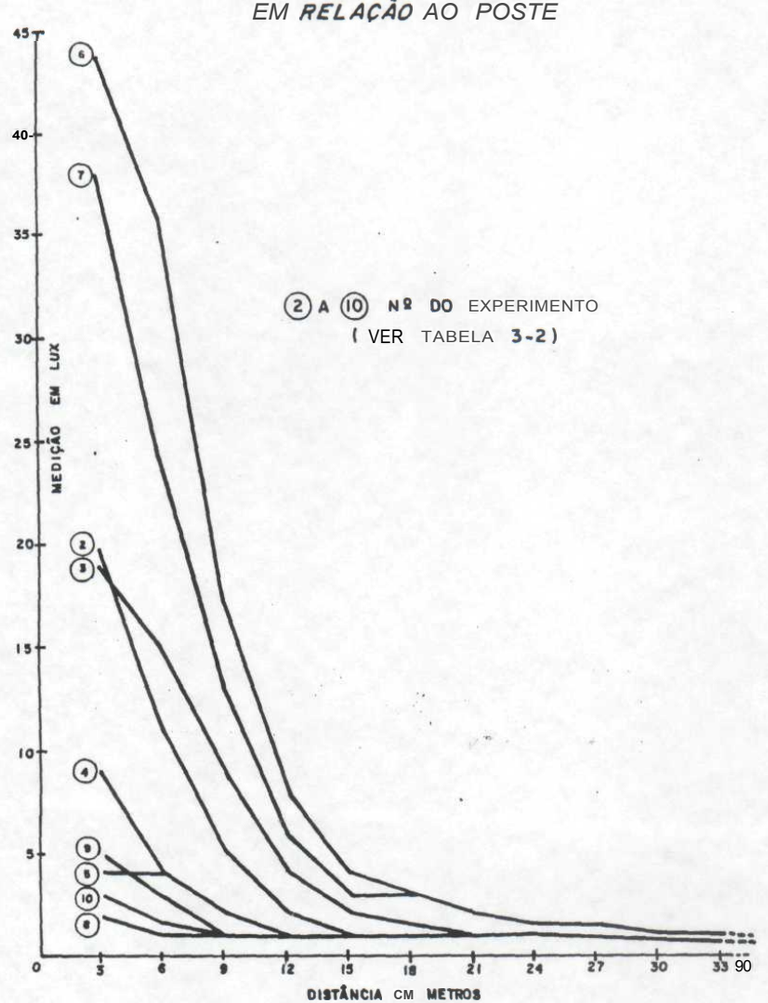

N- Filhotes Protegidos e Liberados
Projeto TAMAR
250000
200000
150000
100000
50000
0
82/83 83/84 84/85 85/86 86/87 87/88 88/89 89/90 90/91 91/92
Temporada de Proteção a Desova

GRÁFICO Z-Z

*MEDIÇÕES **DAS DISTÂNCIAS** FOCAIS*
*EM **RELAÇÃO** AO POSTE*



(2) A (10) Nº DO EXPERIMENTO
(VER TABELA 3-2)

ANEXO 1-1

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente

e dos Recursos Naturais Renováveis

PORTARIA No. 1.933, DE 28 DE SETEMBRO DE 1990

A PRESIDENTE DO INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE F. DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS - IBAMA, no uso de suas atribuições que lhe são conferidas pela Lei no. 7.735, de 22 de fevereiro de 1989, publicada no Diário Oficial da União, de 23 de fevereiro de 1990,

Considerando que a Lei 4.771/65 no seu art. segundo, letra F, considera de preservação permanente as florestas e demais formas de vegetação natural nas restingas;

Considerando que a Lei 7.661/88 que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro, no seu art. terceiro prevê o zoneamento de usos e atividades na zona costeira e da prioridade a conservação e proteção, entre outros bens, das restingas, dunas e praias;

Considerando que em algumas praias consideradas primordiais para a manutencão destas populações, não pertencem ao poder público e nelas estão se implantando projetos de desenvolvimento urbano;

Considerando que o IBAMA através do Centro TAMAR, desenvolve atividades para a conservacão e manejo das tartarugas marinhas nestas áreas;

Considerando que as fêmeas matrizes de tartarugas marinhas se desencorajam a realizar postura na presença de iluminação e outras perturbações;

Considerando que as luzes de edificações próximo a praia, de iluminação pública, de veículos e outras fontes artificiais interferem potencialmente na orientação de filhotes recém-nascidos no seu trajeto praia-mar e

Considerando que alterações ambientais desta ordem criam impactos irreversíveis sobre o êxito do aninhamento, RESOLVE:

Art. 1o. - Proibir a instalacão de qualquer fonte de iluminação artificial direta sobre a beira da praia, nas seguintes praias:

a) Praia de Comboios (Municipio de Aracruz e Linhares) ES,

b) Praia de Povoacão (Municipio de LInhares) ES,

c) Praia de Monsaras (Município de Linhares) ES,

d) Praia de cacimbas (Municipio de Linhares) ES,

e) Praia do Degredo (Municipio de Linhares) ES,

f) Praia de Ipiranguinha (Municipio de Linhares) ES,

g) Praia do Pontal do Ipiranga (Município de Linhares) ES,

h) Praia da Barra Seca (Município de Linhares e São Mateus) ES,

i) Praia de Urussuguara (Município de São Mateus) ES,

j) Praia de Barra Nova (Município de São Mateus)

k) Praia de Gameleira (Município de São Mateus)

1) Praia de Ranchinho (Município de São Mateus) ES,

m) Praia de caramujo (Município de São Mateus) ES,

n) Praia da Aldeia do Côco (Município de São Mateus) ES,

o) Praia do Brejo Velho (Município de São Mateus) ES,

p) Praia de Oitizeiro (Município de São Mateus) ES,

q) Praia do Guriri (Município de São Mateus) ES,

r) Praia Meleiras (Município de Conceição da Barra) ES,

s) Praia Gaxindibas (Município de Conceicão da Barra) ES,

t) Praia Brasiliana (Município de conceição da Barra) ES,

u) Praia de Itaúnas (Município de Conceição da Barra) ES,

v) Praia de Itapoã .(Município de Salvador) BA,

w) Praia de Stella Maris (Município de Salvador) BA,

x) Praia do Flamengo (Município de Salvador) BA,

y) Praia da Costa (Município de Salvador) BA,

z) Praia de Ipitanga (Município de Lauro de Freitas) BA,

aa) Praia de Buraquinho (Município de Lauro de Freitas) BA,

ab) Praia de Busca Vida (Município de Camaçari) BA,

ac) Praia de Jauá (Município de Camaçari) BA,

ad) Praia de Santa Maria (Interlagos - Município de Camaçari) BA,

ae) Praia de Genipabú (Município de Camaçari) BA,

af) Praia de Guarajuba (Município de Camaçari) BA,

ag) Praia de Espera (Município de Camaçari) BA,

ah) Praia de Itacimirim (Município de Camaçari) BA,

ai) Praia do Forte (Município de Mata de São João) BA,

aj) Praia de Imbassai (Município de Mata de São João) BR,

ak) Praia de Santo Antônio (Municipio de Mata de São João) BA,

al) Praia de Porto de Sauipe (Municipio de Entre Rios) BA,

am) Praia de Subaúma (Municipio de Entre Rios) BA,

an) Praia de Baixio (Munic&ic.pio de Entre Rios) BA,

ao) Praia da Barra do Itapiri (Municipio do Conde) BA,

ap) Praia do Sitio do Conde (Municipio do Conde) BA,

aq) Praia da Siribinha, Praia da Foz do Rio Itapicuru (Municipio do Conde) BA,

ar) Praia da Costa Azul (Municipio de Jandaira) BA,

as) Praia do Coqueiro (Municipio de Jandaira) BA,

at) Praia de Mangue Sêco (Municipio de Rio Real) BA,

au) Praia do Cabeco (Municipio de Neópoloes (SE,

aw) Praia de Ponta dos Mangues (Municipio de Pacatuba) SE,

ax) Praia de Santa Izabel (Municipio de Pirambu) SE,

ay) Praia de Pirambu (Municipio de Pirambu) SE,

az) Praia de Barra dos Coqueiros (Municipio de Barra dos Coqueiros) SE,

ba) Praia da Caveira (Municipio de Itaporanga) SE,

bb) Praia do Abais (Municipio de Estância) SE,

bc) Praia do Saco (Municipio de Estância) SE,

bd) Praia de Boa Viagem (Municipio de Estância) SE,

be) Praia do Peba (Municipio de Penedo) AL,

bf) Praia Boldro (Municipio de Recife, distrito de Fernando de Noronha) PE,

bg) Praia Conceicão (Municipio de Recife, distrito de Fernando de Noronha) PE,

bh) Praia Bahia de Santo Antônio (Municipio de Recife, distrito de Fernando de Noronha), PE,

bi) Praia de Caieira (Municipio de Recife, distrito de Fernando de Noronha) PE,

bj) Praia do Americano (Municipio de Recife, distrito de Fernando de Noronha) PE,

bk) Praia do Bode (Municipio de Recife, distrito de Fernando de Noronha) PE,

bl) Praia da Cabimba do Padre (Municipio de Recife, distrito de Fernando de Noronha) PE,

Parágrafo Único: Os locais onde já existem iluminação artificial deverão se adequar, num prazo de 06 (seis) meses a contar da publicação desta Portaria.

Art. 2o. - Compete ao CENTRO TAMAR (Centro Nacional de Conservação e Manejo das Tartarugas Marinhas) do IBAMA, em cada área de atuação e em face a novos projetos de iluminação e da adequação da iluminação nos sitio reprodutivos:

I - definir as áreas que necessitam de uma adequação;

II - estabelecer, em cada área, os critérios técnicos para adequação da iluminação com o objetivo de mitigar as interferências ao fenômeno reprodutivo das tartarugas marinhas;

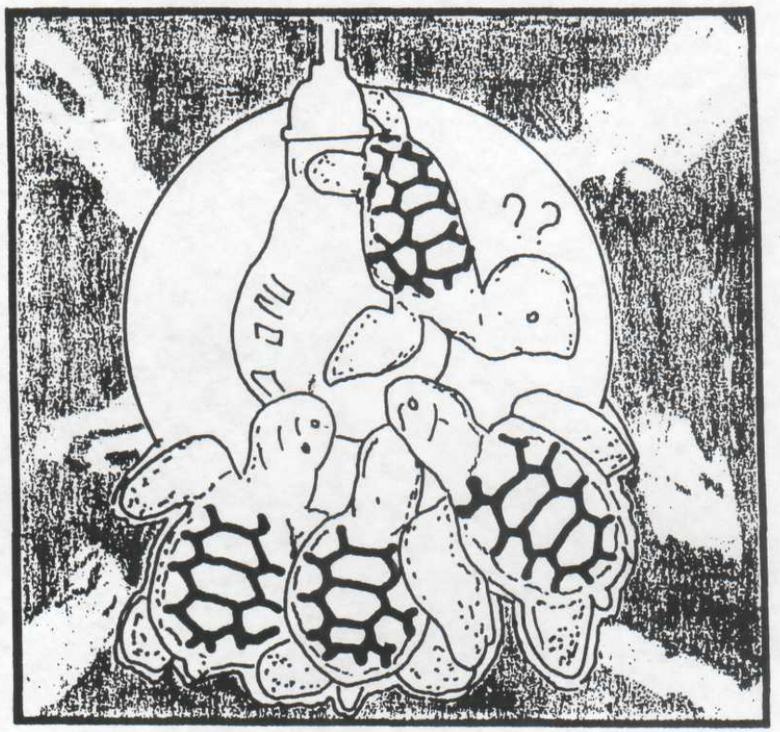
III - fiscalizar estas áreas, acompanhar os projetos de iluminação e de adequação da iluminação e emitir pareceres técnicos avaliando a execução destes projetos.

Art. 3o. - Os infratores desta Portaria estarão sujeitos as penalidades e sanções previstas em legislação especifica.

Art. 4o. - Esta Portaria entrará em vigor na data de sua publicação, revogada as disposições em contrário.

TÂNIA MARIA TONELLI MUNHOZ

ANEXO 2



"DESLIGUE AS LUZES DESNECESSÁRIAS"
AJUDE-NOS A REDUZIR A MORTALIDADE DOS FILHOTES DE TARTARUGAS MARINHAS, ANI - MAIS AMEAÇADOS DE EXTINÇÃO.
APOIO: PROJETO TAMAR - COELBA

RESULTADOS DA TEMPORADA REPRODUTIVA DE 1991 DAS TARTARUGAS ARUANÃS(*Chelonia mydas*) NO ARQUIPÉLAGO DE FERNANDO DE NORONHA-PE

LAVIERA DORNELES LAURINO
CLÁUDIO BELLINI

CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO E MANEJO DE TARTARUGAS MARINHAS-CENTRO-TAMAR

Dentre as cinco espécies de tartarugas marinhas que desovam nas praias brasileiras, a população de *Chelonia mydas* é a que se encontra em melhor situação, talvez pelo seu isolamento reprodutivo, pois desovam predominantemente em ilhas oceânicas. Porém no Arquipélago de Fernando de Noronha esta população encontra-se muito debilitada. A oitava campanha de proteção e manejo realizada pelo Projeto TAMAR/IBAMA perfez um total de 183 dias. Durante este período foram realizadas rondas noturnas e diárias às praias de maior ocorrência e os dados temporais, de marcação e biométricos das fêmeas relatados a cada flagrante. Os ninhos permaneceram "in situ", sendo somente transferido aqueles considerados suicidas (sujeitos a ação da maré ou a enxurradas provocadas pelas chuvas), porém para outro lugar na praia original. No dia posterior ao nascimento, os ninhos foram contabilizados conforme classificação pré-estabelecida pelo Projeto. Após a compilação e análise dos dados obteve-se os seguintes resultados: foram registradas 109 emergências e destas 47,73 resultaram em desova; 09 fêmeas foram flagradas sendo que uma era remigrante e 04 apresentavam cicatrizes de marcação; o intervalo internidal médio foi de 12,08 $\pm$ 1,25 dias; foram incubados um total de 5653 ovos e liberados 4698 filhotes, obtendo-se uma faixa de eclosão de 83,163. Houveram poucos índices de predação natural nos ninhos, somente foram constatados dois filhotes predados pelo decâpoda ***Ocypode enuadrata.***

LAURINO , L.D., BELLINI, C. Resultados da temporada reprodutiva de 1991 das tartarugas aruanãs (*Chelonia mydas*) no Arquipélago de Fernando de Noronha, PE. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA, 5., Rio Grande. 1992 **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1992. p.132. ref.547.

Artigos Internacionais

MARCOVALDI, M. Â. Sea Turtle Conservation Program in Brazil expands activities. **Marine Turtle Newsletter,** San Diego, n. 52, p. 2-3, 1991.

MARCOVALDI, M. Â., FILIPPINI, A. Trans-Atlantic movement by a juvenile hawksbill turtle. **Marine Turtle Newsletter**, [S.l.], n.52, p.3, 1991.

Eventos Nacionais

ALMEIDA, A. de P. L. S. de; BELLINI, C. Registros de predação de desovas de tartarugas marinhas nas praias entre o Rio Doce e Barra Seca, Linhares, ES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 18., 1991. Salvador. **Resumos**..., [S.l.: s.n.], 1991, p 332.

BELLINI, C.; ALMEIDA, A. de P. L. S. de. Análise comparativa da eclosão em ninhos de tartarugas marinhas transferidos e "in situ", nas praias entre o Rio Doce e a Barra Seca, ES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 18., 1991. Salvador. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1991, p 333.

FILIPPINI, A. Captura com marcação e recaptura da tartaruga marinha Eretmochelys imbricata, tartaruga-de-pente, nas ilhas oceânicas brasileiras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 18., 1991. Salvador. **Resumos...,** Salvador: Universidade Federal da Bahia, 1991.

MARCOVALDI, G. M. F.; FILIPPINI, A. Avaliação populacional e aspectos ecológicos da tartaruga marinha aruanã, Chelonia mydas, nas ilhas oceânicas brasileiras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 18., 1991, Salvador. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1991.

Monografias

SAMICO, R. C. 1991. 78f. **Programa de educação ambiental para implantação de Base de pesquisa e proteção das tartarugas marinhas nos povoados entre as barras dos rios Real e Itapicuru - Jandaira/BA.** Monografia (Graduação). Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal Rural de Pernambuco, PE, 1991.
Disponível na Base: Pirambu-SE

Marine Turtle Newsletter 52:2-3, © 2001

Marine Turtle Newsletter

Sea Turtle Conservation Program in Brazil Expands Activities

Maria Ângela Marcovaldi

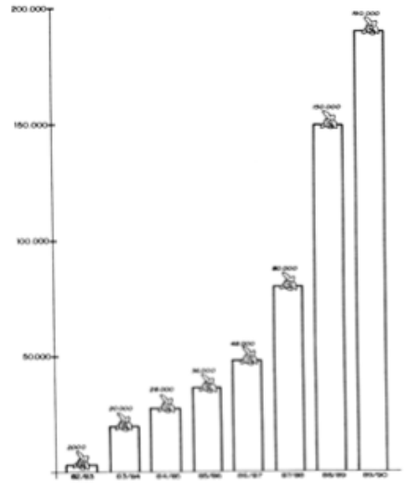
Inst. Brasileiro de Meio Ambiente, Projeto TAMAR, Av. Juracy Magalhães Junior n° 608, Cep: 41930, Rio Vermelho, Salvador, Bahia, Brazil

The Brazilian Sea Turtle Conservation Program (TAMAR) is in its tenth year of operation and is planning to expand its activities to encompass important foraging grounds where incidental catch is believed to be very high. TAMAR has been working for the last decade on the main nesting beaches, controlling some 500 km of coastline (Figure 1). As a result, nearly 200,000 hatchlings were released last year (Figure 2). The next step for the preservation of Brazilian sea turtles (*Caretta*, *Chelonia*, *Dermochelys*, *Eretmochelys*, *Lepidochelys*) will be a special program in the main feeding areas, where TAMAR plans to establish ten more stations. The methodology will be similar to that in the nesting areas, where fishermen work together with researchers on the beaches to protect females and nests. For the new stations TAMAR is intending to hire shore-based fishermen, who usually set their nets near the beach, to rescue the sea turtles and change, if necessary, the position of their nets. They will work as local controllers in these regions. The program will also involve local University students for training.

Figure 1.
TAMAR/NESTING STATIONS



Figure 2.
NUMBER OF HATCHLINGS RELEASED/
NESTING SEASON



TRANS-ATLANTIC MOVEMENT BY A JUVENILE HAWKSBILL TURTLE

On 20 July 1990, a tagged juvenile hawksbill sea turtle weighing 40 Kg and measuring 74 cm (straightline carapace length) was captured and killed in Dakar, Senegal. The turtle had been tagged in a feeding ground at the Biological Reserve of Atol das Rocas in Brazil (03°52'S, 33°49'W) on 25 January 1990 with a style 681 monel tag from National Band and Tag Company (Newport, Kentucky USA). The distante traveled by this young turtle was at least 2,300 miles [3680 Km] during these six months. This is the second record of a sea turtle tagged in Brazil and subsequently recaptured in the eastern Atlantic. The first was a juvenile loggerhead released in the state of Espírito Santo and later reported in the Azores Archipelago (Bolten et al., 1990)

Bolten, A.B.; H.R.Martins,; M.L. Natali; J.C. Thome, and M.A. Marcovaldi. 1990. Loggerhead released in Brazil recaptured in Azores. Marine Turtle Newsl. 48:24-25.

MARIA ANGELA MARCOVALDI and ALEXANDRE FILIPPINI, Inst. Brasileiro de Meio Ambiente, Projeto TAMAR, Av. Juracy Magalhães Junior nº608, Cep: 41930, Rio Vermelho, Salvador, Bahia, BRAZIL.

MARCOVALDI, M.Â., FILIPPINI, A. Trans-Atlantic movement by a juvenile hawksbill turtle. **Marine Turtle Newsletter,** [S.l.], n.52, p.3, 1991.

REGISTROS DE PREDAÇÃO DE DESOVAS DE TARTARUGAS MARINHAS NAS PRAIAS ENTRE O RIO DOCE E BARRA SECA, LINHARES, ES.

ALMEIDA, A.de P.L. & BELLINI, C.

Os trabalhos desenvolvidos pelo CENTRO TAMAR-IBAMA nas praias entre o Rio Doce e Barra Seca protegeram 428 desovas de tartarugas marinhas das espécies **Caretta caretta** (411), **Dermochelys coriacea** (13), **Eretmochelys imbricata** (2) e **Lepidochelys olivacea** (2), entre setembro de 1989 e março 1990. Neste estudo relatamos a predação de ovos e filhotes por animais domésticos e silvestres. Foi verificada a predação ovos e neonatos, apenas de **C. caretta**. Foram registradas 3 por porcos **(Sus scrofa)**, 1 por cães **(Canis familiaris)** e 1 por cachorro-do-mato **(Cerdocyon thous).** A predação sobre filhotes recém-nascidos por **Ocypodes quadrata** foi verificada i***n situ*** e nos ninhos transferidos para os cercados de incubação. Foi registrada a predação de neonatos por **C. thous** nos cercados de incubação em três ocasiões distintas, numa das quais foram observados seis indivíduos no cercado. A predação não afetou significativamente os resultados finais dos trabalhos, provavelmente devido a grande proporção de desovas transferidas (cerca de 85%) para áreas protegidas. Entretanto, considerando que uma das metas finais do programa é a manutenção de um número maior de desovas ***in situ***, torna-se evidente a necessidade de desincentivar a criação de porcos e a permanência de cães na praia, além de um acompanhamento rigoroso das áreas destinadas à manutenção destas desovas.

ALMEIDA, A. de P.L.S. de; BELLINI, C. Registros de predação de desovas de tartarugas marinhas nas praias entre o Rio Doce e Barra Seca, Linhares, ES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 18., 1991. Salvador. **Resumos...,** [S.l.:s.n.], 1991, p.332.

ANÁLISE COMPARATIVA DA ECLOSÃO EM NINHOS DE TARTARUGAS MARINHAS TRANSFERIDOS E *in situ*, NAS PRAIAS ENTRE O RIO DOCE E A BARRA SECA, ES[1].

BELLINI, C., ALMEIDA, A.de P.L.S. de[2]

A transferência de desovas de tartarugas marinhas para cercados de incubação é um procedimento largamente utilizado em programas de proteção e manejo em todo o mundo. Diversos estudos, entretanto, mostram que as taxas de eclosão são significativamente maiores nas desovas mantidas em *in situ*, tornando-nas o parâmetro ideal para a comparação da eficiência do manejo biológico destes animais. Entre setembro de 1989 e março de 1990, foram analisadas 418 desovas das espécies ***Caretta caretta*** (365 transferidas e 40 *in situ*) e ***Dermochelys coriacea*** (8 transferidas e 5 *in situ*). A análise das taxas de eclosão de ***C. caretta*** mostrou um percentual de 63,48% para as desovas transferidas, com 22,38% dos ovos aparentemente fecundados, 8,3% de embriões e 5,71% de natimortos. O percentual de eclosão das desovas mantidas *in situ* foi de 72,52%, com 15,31% de ovos aparentemente não fecundados, 8,99% de natimortos e 3,15% de embriões. Para as desovas transferidas de ***D.coriacea*** os índices foram os seguintes: taxa de eclosão, 37,68%; ovos sem embriões aparente, 48,24%; embriões, 10,21% e natimortos, 3,87%. Para as mantidas *in situ* as taxas registradas foram: 67,49% (eclosão); 26,01% (ovos sem embrião aparente); 6,19% (embriões) e 0,31% (natimortos). A manutenção das 418 desovas *in situ*, tendo-se como base os índices obtidos na temporada, representaria um acréscimo de 3852 filhotes de ***C. caretta*** (12,61%) e 169 de ***D. coriacea*** (39,12%). Os resultados confirmam a interferência do manejo dos ovos na taxa de eclosão, e indicam a necessidade da manutenção de um maior número de desovas *in situ*, principalmente as de ***D. coriacea***.. Entretanto, o processo de ocupação da região, intensificando a partir de 1988, poderá modificar este quadro de tartarugas marinhas na área em estudo.

[1] Centro TAMAR-IBAMA
[2] Base Lagoa Monsarás – Povoação, Caixa Postal 105, linhares, Es – 29-900.

BELLINI, C.; ALMEIDA, A. de P.LS. de. Análise comparativa da eclosão em ninhos de tartarugas marinhas transferidos e in situ, nas praias entre o rio Doce e a Barra Seca, ES. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 18., 1991. Salvador. **Resumos...**, [S.l.:s.n.], 1991, p.333.

Reptilia

CAPTURA COM MARCAÇÃO E RECAPTURA DA TARTARUGA MARINHA *Eretmochelys imbricata*, TARTARUGA-DE-PENTE, NAS ILHAS OCEÂNICAS BRASILEIRAS. [1].

FILIPPINI, A.[2]

Desde 1987 o Centro TAMAR realiza trabalhos de captura com marcação e recaptura para estudos de crescimento, ganho de peso e rotas migratórias da tartaruga marinha **Eretmochelys imbricata,** tartaruga-de-pente,nas ilhas oceânicas brasileiras. As capturas e recapturas foram realizadas através de mergulho livre ou autônomo até a profundidade máxima de 25m. A marcação consiste na aplicação de grampos de aço-inox numerados na nadadeira anterior direita da tartaruga .Para melhor visualização dos indivíduos marcados, aplique junto aos grampos braçadeiras plásticas brancas que servem como bandeirolas. Até setembro de 1990 foram capturados um total de 83 indivíduos, sendo: 04 nos Rochedos de São Paulo; 32 na Reserva Biológica do Atol das Rocas e 47 no Arquipélago de Fernando de Noronha. Os valores mínimo, médio e máximo para as carapaças foram de : 32cm , 49, 22cm e 84cm respectivamente. Os pesos obtidos para 35 indivíduos foram de 03kg (33cm) como peso mínimo, e 42,5kg (73 cm) no máximo. O peso médio foi de 15,97kg. Apenas 03 indivíduos capturados como carapaças acima de 82,5cm podem ser considerados adultos, sendo o restante (96,38%) jovens e subadultos. Sete indivíduos foram recapturados uma vez dois 02 vezes e dois tiveram 03 recapturas. Cem por cento das recapturas (17 no total) ocorreram nas mesmas áreas das capturas. A média de crescimento calculada para 09 indivíduos foi de 1,1mm/ mês e ganho de peso para 03 indivíduos foi de 210g/ mês. Conclui-se que as **E. imbricata** são extremamente territorialista. Utilizam as ilhas oceânicas como áreas de alimentação e crescimento, e provavelmente, após atingirem a idade adulta, migrem as áreas de reprodução. Desconhece-se ainda suas origens e as rotas migratórias.

---

1. **IBAMA**
2. **CENTRO TAMAR**

FILIPPINI, A. Captura com marcação e recaptura da tartaruga ***marinha Eretmochelys imbricata*** tartaruga-de-pente, nas ilhas oceânicas brasileiras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 18., 1991. Salvador. **Resumos...**, Salvador: Universidade Federal da Bahia, 1991.

Artigos Internacionais

BOLTEN, A. B.; MARTINS, H. R.; NATALI, M. L.; THOMÉ, J. C. A.; MARCOVALDI, M. Â. Loggerhead released in Brazil recaptured in Azores. **Marine Turtle Newsletter**, San Diego, n.48, p. 24-25, 1990.

CONCEIÇÃO, M. B.; LEVY, J. A.; MARINS, L. F.; MARCOVALDI, M. Â. Electrophoretic characterization of a hybrid between Eretmochelys imbricata and Caretta caretta (Cheloniidae). **Comp. Biochem. Physiol**, Great Britain, v.97B, n.2, p.275-278, 1990.

Eventos Nacionais

BELLINI, C.; MARTINS F. S.; THOMÉ, J. C. A.; MOREIRA, L. M. de P.; SÁ, S. S. de. Caracterização ambiental e mapeamento das interferências antrópicas na região do ecossistema rio-lagoa Monsarás, Povoação, Linhares, ES. In: SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DA COSTA SUL E SUDESTE BRASILEIRAS, 2., 1990. Águas de Lindóia. **Anais...**, São Paulo: ACIESP, 1990. n. 71, v.2, p.73-84.

BELLINI, C.; RIETH, D.; ALMEIDA, A. de P. L. S. de. Acompanhamento das ocorrências (emergências) de tartarugas marinhas, na temporada reprodutiva 1989/1990, nas praias entre o Rio Doce e Barra Seca, ES. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 42., 1990. Porto Alegre. **Anais (comunicações)...,** Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1990, v.42, n.7, p.371-372. ref. 14-E.1.

CONCEIÇÃO, M. B.; MARINS, L. F.; LEVY, J. A.; MARCOVALDI, M. Â. Caracterização eletroforética de um híbrido entre Eretmochelys imbricata e Caretta caretta na Praia do Forte, Bahia (Chelonia, Chelonidae). In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 17., 1990. Londrina. **Resumos...**, Londrina: Sociedade Brasileira de Zoologia, 1990, p 440.

MOREIRA, L. M. de P.; BELLINI, C. Avaliação preliminar do potencial reprodutivo das tartarugas marinhas ao longo da ilha de Guriri e áreas adjacentes, ES, temporada 1988/1989. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 42., 1990. Porto Alegre. **Anais (comunicações)...**, Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1990, v.42, n.7, p.369-370. Ref.13-E.1.

Vídeos

TAMAR, 1990. TAMAR 10 anos. Projeto TAMAR/IBAMA - Fundação Pró-TAMAR, 28 minutos.
palavras chave: **tartarugas marinhas**, conservação, manejo, levantamento, **Cc, Cm, Dc, Ei, Lo, BR**
Disponível na Base: Praia do Forte

Marine Turtle Newsletter 48:24-25, © 1990

Marine Turtle Newsletter

Loggerhead Released in Brazil Recaptured in Azores

Alan B. Bolten[1], Helen R. Martins[2], Maria Luisa Natali[3], João Carlos Thome[4] and Maria Ângela Marcovaldi[4]

[1]Center for Sea Turtle Research, University of Florida, Gainesville, Florida 32611 USA

[2]Departamento de Oceanografia e Pescas, Universidade dos Azores, P-9900 Horta, Azores, Portugal

[3]Universidade Federal do Espirito Santo, Brazil

[4]Inst. Brasileiro do Meio Ambiente, Fundação Pro Tamar, Brazil

On 17 June 1989, a tagged, juvenile loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*), 17.25 kg and 46.0 cm standard straight carapace length (SCL), was dip-netted by a fisherman north of Graciosa island in the central group of the Azores Archipelago (39°24'N, 28°08'W). The turtle had hatched on 27 February 1985 (22 g, 4.6 cm SCL) at the Biological Reserve of Comboios, Espirito Santo, Brazil, and was raised in captivity for one year. When the turtle was released on 26 February 1986 off the beach of the Biological Reserve, it weighed 4.55 kg and was 29.0 cm SCL.

Prior to release as a yearling, the turtle was tagged in Brazil with a style 681 Monel tag from National Band and Tag Company (Newport, Kentucky, USA). When the turtle was recaptured in the Azores, the tag was still in good condition with no signs of deterioration. The original tag was left on the turtle and plastic tags (Jumbo tags from Dalton Supplies Ltd., Oxfordshire, England) were added.

Growth rates calculated for the 40 month interval from the time of release off Brazil to recapture in the Azores are 3.81 kg/yr and 5.1 cm SCL/yr. These rates are slower than those reported by Bjorndal and Bolten (1988) for loggerheads of similar size in the southern Bahamas. The SCL growth rate was also slower than that predicted by the growth equation presented by Frazer (1987). Because this turtle was reared in captivity for its first year prior to release, its subsequent growth rates may not be representative of natural populations.

Carr (1986) suggested that the juvenile loggerhead population in the waters around the Azores (part of the north Atlantic gyre system) belonged to the southeastern U.S. nesting population. Although Carr was referring to hatchlings leaving the southeastern U.S., the connection between the U.S. and Azores turtle populations has been supported by recaptures in the Azores of larger turtles tagged in Florida (Witham, 1980; Eckert and Martins, 1989). Does the recapture of the Brazilian turtle suggest that Azorean waters are also juvenile habitat for the population that nests in Brazil? Or, is this

recapture a result of abnormal migratory behavior because the turtle was reared in captivity and released at an unnatural site for that age class? Hatchlings from Brazil may typically become part of the south Atlantic gyre system and never reach the Azores. The recaptured turtle may have stayed close to shore after being released, migrated north into the Caribbean and then found itself in the Gulf Stream on its way eventually to the Azores.

This recapture does raise questions as to the relationship of the juvenile loggerheads in Azorean waters to nesting populations in the north and south Atlantic as well as to those of the Mediterranean. Genetic and biotelemetry studies are planned to begin in the summer of 1990 to elucidate these relationships.

Bjorndal, K. A. and Bolten, A. B. 1988. Growth rates of juvenile loggerheads, *Caretta caretta*, in the southern Bahamas. J. Herpetol. 22:480-482.

Carr, A. 1986. Rips, FADS, and little loggerheads. BioScience 36:92-100.

Eckert, S. A. and Martins, H. R. 1989. Transatlantic travel by juvenile loggerhead turtle. Marine Turtle Newsletter 45:15.

Frazer, N. B. 1987. Preliminary estimates of survivorship for wild juvenile loggerhead sea turtles (*Caretta caretta*). J. Herpetol. 21:232-235.

Witham, R. 1980. The "lost year" question in young sea turtles. Am. Zool. 20:525-530.

Comp. Biochem. Physiol. Vol. 97B, No. 2, pp. 275-278, 1990
Printed in Great Britain

0305-0491/90 $3.00 + 0.00
Pergamon Press plc

ELECTROPHORETIC CHARACTERIZATION OF A HYBRID BETWEEN *ERETMOCHELYSIMBRICATA* AND *CARETTA CARETTA* (CHELONIIDAE)

M. B. CONCEIÇÃO,* J. A. LEVY,* L. F. MARINS* and M. A. MARCOVALDI†

*Laboratório de Bioquimica Marinha, Departamento de Quimica Fundação Universidade do Rio Grande, Cx.P. 474 CEP 96200 Rio Grande, RS, Brazil; and †Projeto Tartaruga Marinha, Praia do Forte, Bahia, Brazil

(Received 28 March 1990)

Abstract—1. An intermediate morphotype between *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* was studied in Praia do Forte, Bahia, Brazil.

2. Three enzymatic systems were successfully analyzed: SOD, lactate dehydrogenase (LDH) and esterase (EST). Isoelectric focusing of total soluble proteins of muscle and transferrin were shown.

3. Esterase exhibited nine phenotype patterns, seven in *C. caretta* and one in the others morphotypes. SOD phenotypes were identical in the three morphotypes. Lactate dehydrogenase and transferrins were characteristic for each species.

4. Jaccard's measure of similarity was calculated and a phenogram with the three morphotypes were constructed using isoelectric focusing of total soluble proteins.

INTRODUCTION

Off the northeast Brazilian coast the sea turtles *Eretmochelys imbricata* and *Caretta caretta* spawn. The species are identified according to the following characteristics: *E. imbricata* has a depressed oval carapace, medium-sized head, scutes on shell imbricated, and four pairs of lateral scutes on the carapace with the anterior pair not touching the pre-central scute, called "Hawksbill" due to a strong horny beak. *Caretta caretta* has a heart-shaped carapace, head rather long and very broad and five pairs of lateral scutes with the anterior pair touching the pre-central scute.

The spawning season of these species is summer, although peaks of spawning occur in different moments for each species. The occurrence of spawns was observed in Praia do Forte (Bahia) with the following intermediate characteristics: heart-shaped carapace and head similar to *C. caretta*; four pairs of lateral scutes as described for *E. imbricata*. This set of characteristics suggested that these individuals could be hybrids between C. *caretta* and *E. imbricata* (Marcovaldi, 1987) (Fig. 1).

Lewis (1940) reported (from the Cayman Islands) the existence of a hybrid between *E. imbricata* and *C. caretta* called "McQueggie". Fishermen have confirmed that such a hybrid exists as they had often seen and captured *Eretmochelys* males which were copulating with *Caretta* females. Hendrickson (1980) has considered the results of a hybrid cross between *Chelonia mydas* and *Eretmochelys imbricata* in a Cayman turtle farm. Kamezaki (1983) reported hybrids from an *Eretmochelys* and *Caretta* cross from eggs deposited on the Chita Peninsula, Japan.

Isozyme expression is a valuable taxonomic tool to characterize hybrids between different species and it is used by many authors, e.g. Danzmann and Down (1982), Avise and Sauders (1984) and Vonwyl (1983). The aim of this work is to characterize the particular pair of species involved in the hybridization event and identify the possible hybrid.

MATERIALS AND METHODS

Fifteen juvenile specimens of each turtle species were sampled in February 1989 during the spawning season of these species on the Sea Turtle Project (TAMAR) in Bahia (Brazil). They were immediately identified as *Caretta caretta, Eretmochelys imbricata* or as an intermediate morphotype between them, according to morphological characters such as the number of lateral plates, presence of nape plate, form of the carapace and size of the head.

Blood samples were obtained and serum was separated and usually frozen until used for electrophoretic transferrin runs. Staining procedures for transferrin suggested by Mueller *et al.* (1962) were used.

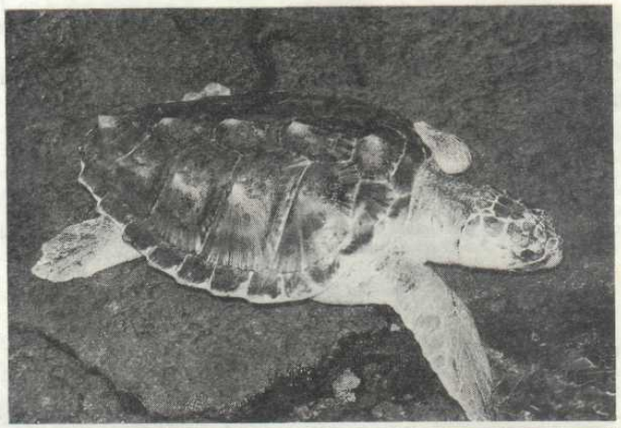
Liver and skeletal muscle extracts were prepared by mixing each sample with an equal vol of 0.02 M Tris–HCl pH 7.0 buffer and mechanically homogenized for 30 sec at 0°C. The extracts were centrifuged at 10,000 rpm, 0°C for 10 min and stored at −20°C for no longer than 1 month. The supernatant fractions were subjected to vertical electrophoresis using 10% polyacrylamide gels according to Shaklee and Keenan (1986). The enzyme staining procedures employed in this study were similar to those described by Brewer (1970).

Isoelectric focusing of total soluble proteins of muscle and serum transferrin was performed using 7% polyacrylamide gels containing Ampholine (Pharmacia) pH 3.5-10.0. Gels were prepared as described by Levy *et al.* (1983) and then run at 4°C for 6 hr at a maximum power of 3 W. Fixation, staining and preservation of gels were performed according to Lundstron (1980) and Levy *et al.* (1983).

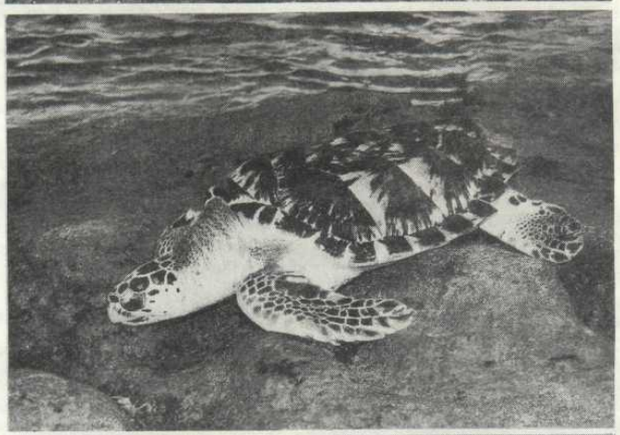
Jaccard's measure of similarity using presence and absence of isoelectric focusing bands was used to construct a phenogram (UPGMA) with the turtle samples.

1990
1 2 3 4

(a)



(b)



(c)

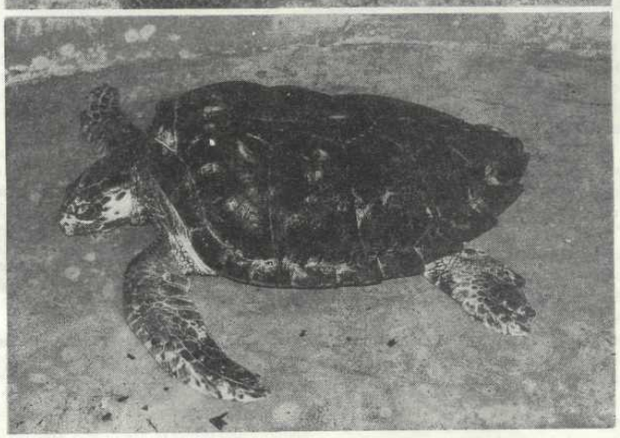


Fig. 1. Specimens observed in Praia do Forte (Bahia), Brazil, (a) *Caretta caretta*, (b) *Eretmochelys imbricata* and (c) hybrid.

RESULTS

Several enzymatic systems were tested but only SOD, LDH and Est were successfully analyzed for the sea turtles studied (Fig. 2). SOD phenotypes were identical between the morphotypes analyzed, showing a single band between them. Esterase showed a high variation making a satisfactory interpretation of patterns difficult. Thus, frequencies of phenotypes rather than those of alleles were used in analyses. Esterase exhibited nine phenotype patterns among which seven were present in C. *caretta,* one in the hybrid and another in *E. imbricata.* The patterns of LDH were characteristic for each species and the hybrid pattern was equal to that of *C. caretta.*

Transferrin patterns showed two alleles, Tf1 and Tf2. Tf1 was present only in *C. caretta* and Tf2 only in *E. imbricata,* while the hybrid pattern showed these two alleles having a codominant pattern.

The soluble proteins analyzed by isoelectric focusing showed evident differences between the patterns of the three marine turtles, C. *caretta, E. imbricata* and the hybrid (Fig. 3). Forty-one bands were resolved for the species and with them Jaccard's coefficient of similarity was calculated and a phenogram (UPGMA) was constructed (Fig. 4). The phenogram showed higher similarity between *E. imbricata* and the hybrid than between *C. caretta* and the hybrid.

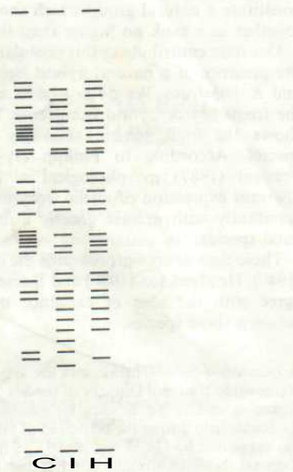


Fig. 3. Isoelectric focusing patterns of total soluble protein in (C) *Caretta caretta,* (H) hybrid and (I) *Eretmochelys imbricata.*

DISCUSSION

According to the biological species concept of Mayr (1970), a species is reproductively isolated, i.e. there is no gene flow between two different species. Hybrids have always been the object of intense interest particularly because they are sometimes seen as antithetical to the biological species concept (Ferguson, 1980). In these cases, hybrids are morphologically intermediate between the parental species, and there is no difficulty in recognizing them as such. Other indicators often used are chromosome structure and number (Moran *et al.*, 1980) or behaviour (Littlejohn *et al.*, 1971). Bickham and Carr (1983) studying a karyology of the Cheloniidae family, showed it to possess $2n = 56$, but other diploid numbers were reported by Nakamura (1937, 1949) for *C. caretta.*

Enzymes were analyzed through frequencies of phenotypes because the individuals sampled were juveniles and we did not do an ontogenetic analysis.

In SOD both hybridizing species and the hybrid had identical mobilities. When the hybridizing species had particular electrophoretic mobilities and individual polymorphism the hybrid had a codominant phenotype. This was observed in Est and transferrin phenotypes. Lucotte and Dubouch (1980) obtained similar results with experimental hybrids between *Papio anubis* and *P. cynocephalus.* Despite our small sample size we found high polymorphism in Est for *C. caretta.* New studies with more enzyme systems should be made for discussing it.

Despite the difficulties in establishing the taxonomic significance of general protein patterns, isoelectric focusing of total protein was shown to be characteristic for each group.

Frair (1982) showed through serum electrophoresis and immunoelectrophoresis that all sea turtles had similar migrating lines and that some intraspecific variability occurred. He postulated that sea turtles

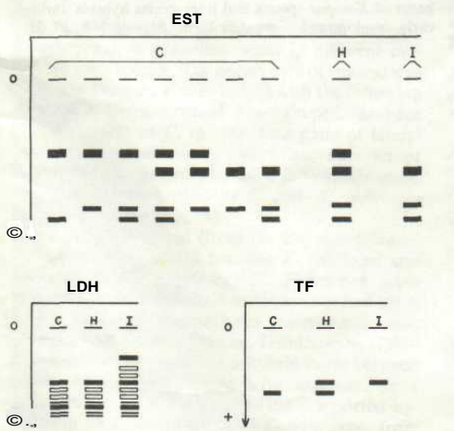


Fig. 2. Phenotypic patterns observed of lactate dehydrogenase (LDH), esterase (EST) and transferrin (Tf) in (C) *Caretta caretta,* (H) hybrid and (I) *Eretmochelys imbricata.*

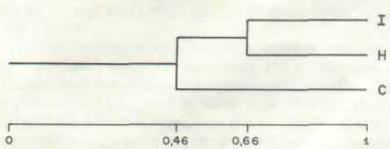


Fig. 4. Phenogram (UPGMA) with Jaccard's similarity of isoelectric focusing pattern in (C) *Caretta caretta,* (H) hybrid and (I) *Eretmochelys imbricata.*

constitute a natural group which should be included together in a rank no higher than family.

Our data contribute to this postulate by confirming the presence of a natural hybrid between *C. caretta* and *E. imbricata*. We do not have concrete data on the frequency of hybrid occurrence but its presence shows the high genetic similarity between these species. According to Philipp *et al.* (1983) and Frankel (1987) morphological abnormalities and aberrant expression of allelic isozymes increase concomitantly with greater genetic distance from parental species.

These data are congruent with the reports of Lewis (1940), Hendrickson (1980) and Kamezaki (1983) and agree with the idea of existence of hybridization between these species.

Acknowledgements—The authors are very grateful to Guy Marcovaldi, National Director of the Sea Turtle Project, G. T. Sucena and A. M. Silveira for additional facilities and invaluable help during the collection of samples. This study was supported by Grant No. 400095/88 from the Brazilian National Research Council (CNPq) and FURG.

REFERENCES

Avise J. C. and Saunders N. C. (1984) Hybridization and introgression among species of sunfish (*Lepomis*): analysis by mitochondrial DNA and allozyme markers. *Genetics* 108, 237-255.

Bickham J. W. and Carr J. L. (1983) Taxonomy and phylogeny of the higher categories of *Cryptodiran* turtles based on a cladistic analysis of chromosomal data. *Copeia* 4, 918-932.

Brewer G. J. (1970) *An Introduction to Isozyme Techniques*. Academic Press, New York.

Danzmann R. G. and Down N. E. (1982) Isozyme expression in F1 hybrids between carp and goldfish. *Biochem. Genet.* 20.

Ferguson A. (1980) *Biochemical Systematics and Evolution*. Belknap, London.

Frair W. (1982) Serum electrophoresis and sea turtle classification. *Comp. Biochem. Physiol.* 72B, 1-5.

Frankel J. S. (1987) Asynchronous expression of alleles at the alcohol dehydrogenase locus during *Oryzias* hybrid development. *Zool. Sci.* 4, 735-737.

Hendrickson J. R. (1980) The ecological strategies of sea turtles. *Am. Zool.* 20, 597–608.

Kamezaki N. (1983) The possibility of hybridization between the loggerhead turtle, *Caretta caretta* and the hawksbill turtle, *Eretmochelis imbricata*, in specimens hatched from eggs collected in Chita Peninsula. *Jap. J. Herpetol.* 10, 52-53.

Levy J. A., Yunes J. and Baldisseroto B. (1983) Identificacao de files de pescado atraves de eletroenfoque. Boletim Informativo DIPES. *Serie Pesquisa* 9.

Lewis C. (1940) The Cayman Islands and marine turtles. In *The Herpetology of the Cayman Islands* (Edited by Grant C.). *Bull. int. Jap. Sci. Ser. 2*, 156-155.

Littlejohn M. J., Watson G. F. and Loftus-Hills T. J. (1971) Contact hybridization in the *Crimia laevis* complex (Anura: Leptodactylidae). *Aust. J. Zool.* 19, 85–100.

Lucotte G. and Dubouch P. (1980) Étude électrophorétique de l'hybride experimental entre. *Papio anubis* et *P. cynocephalus*. *Biochem. Syst. Ecol.* 8, 323-327.

Lundstron R. C. (1980) Fish species identification by thin layer polyacrilamide gel isoelectric focusing. Collaborative study. *J. As. Analyt. Chem.* 63, 69-73.

Marcovaldi M. A. (1987) Relatório das atividades do Projeto Tartaruga Marinha na Praia do Forte e adjacencias, campanha 83/84–85/86.

Mayr E. (1970) *Populations, Species and Evolution*. Belknap, London.

Moran C., Wilkinson P. and Shaw D. D. (1980) Allozyme variation across a narrow hybrid zone in the grasshopper. *Caledia captiva*. *Heredity* **44,** 69–81.

Mueller J. O., Smithies O. and Irwin M. R. (1962) Transferrin variation in *Columbidae*. *Genetics* 47, 1385-1392.

Nakamura K. (1937) On the chromosomes of some Chelonians (a preliminary note). *Jap. J. Genet.* 13, 240.

Nakamura K. (1949) A study in some Chelonians with notes on chromosomal formula in the *Chelonia*. *Kromosoma* 5, 205-213.

Philipp D. P., Parker H. R. and Whitt G. S. (1983) Evolution of gene regulation: isozymic analysis of patterns of gene expression during hybrid fish development. Isozymes: current topics in biological and medical research. *Genet. Evol.* 10, 193-237.

Shaklee J. B. and Keenam C. P. (1986) A practical laboratory guide to the techniques and methodology of electrophoresis and its application to fish fillet identification. CSIRO Marine Laboratories, Report 177.

Vonwyl E. (1983) Expression of the lactate dehydrogenase genes of *Xenopus* species and interspecies hybrids during early development. *Comp. Biochem. Physiol.* 76B, 17-21.

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E MAPEAMENTO DAS INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS NA REGIÃO DO ECOSSISTEMA RIO-LAGOA MONSARÁS POVOAÇÃO, E.S..

CLAUDIO BELLINI (SEAMA-TAMAR)
SÉRGIO MARTINS FILHO (SEAMA-AVIDEPA)
JOÃO CARLOS A. THOMÉ (TAMAR)
LUCIANA M. de P. MOREIRA (SEAMA-TAMAR)
SEBASTIÃO S. de SÁ (SEAMA)

SECRETARIA DE ESTADO PARA ASSUNTOS DO MEIO AMBIENTE (SEAMA)
PROJETO TARTARUGA MARINHA - TAMAR / IBAMA
ASSOCIAÇÃO VILAVELHENSE DE PROTEÇÃO AMBIENTAL (AVIDEPA)

INTRODUÇÃO

O litoral do Estado do Espírito Santo sofreu durante as últimas décadas modificações bruscas nos seus ecossistemas originais.

A necessidade de desenvolvimento de algumas áreas, a falta de planejamento ambiental, ocupação, desenvolvimento de atividades extrativistas, utilização inadequada do uso e cobertura do solo, entre outros, aceleraram a degradação dos ecossistemas litorâneos.

O litoral sul do Estado- excetuando poucas áreas ainda preservadas, pelas características geomorfológicas naturais- formando praias e enseadas protegidas de inegável beleza, foi primeiramente utilizada para parcelamento do solo e ocupada. Muitas áreas foram modificadas sem se processar a ocupação, evidenciando uma falta de planejamento ambiental.

O litoral norte do Estado- em contraste, devido a pouca balneabilidade de suas praias, associada a dificuldade de acesso favoreceram a conservação de alguns ambientes.

A maioria destes ambientes localizam-se sobre a Planície Costeira do Rio Doce, sendo que a região compreendida entre Barra do Riacho até Barra Nova foi a mais preservada.

O ecossistema em estudo localiza-se ao norte da foz do rio Doce, próximo a vila de Povoação, município de Linhares, E.S., e constitui-se num destes ambientes.

A atividade cacaueira, sobre os aluviões construídos pe

lo rio Doce, presente no ecossistema rio-lagoa Monsarás, foi fator condicionante para manutenção de remanescentes destas florestas, e uma grande cobertura vegetal natural em consorcio com uma atividade agrícola.

As restingas instaladas sobre as areias quartzosas marinhas foram quase totalmente substituídas pela atividade de pecuária, excluíndo algumas áreas isoladas e a beira da praia.

A região é produtora de óleo, cortada por gasoduto e oleoduto, possui extensos depósitos de areia mineralizada (depósitos de placers marinhos), sofreu diversas obras de drenagem, possui pequena área de gleba e uma destinada para futuro parcelamento do solo.

O presente trabalho tem como objetivos: a caracterização dos diferentes ambientes encontrados; o seu condicionamento natural; levantamento da atual cobertura vegetal; mapeamento das atividades antrópicas; definição preliminar para a sua utilização racional e atualização de bases cartográficas com vistas a produção de material básico para fiscalização de Áreas de Preservação Permanente (Lei 4.771/65) e Reservas Ecológicas (Lei 6938/81 e RESOLUÇÃO CONAMA nº 004/85).

LOCAL DE ESTUDO

O Ecossistema rio-lagoa Monsarás localizado ao norte da foz do rio Doce, junto a vila de Povoação, dista 40 quilômetros da sede do município de Linhares e a 160 quilômetros da capital, Vitória, no Estado do Espírito Santo.

Este ambientesitua-se na porção centro-sul da Planície Costeira do Rio Doce, na latitude 19°33'S e longitude de 39°47'W.

O tipo de clima da região é tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno (tipo climático Aw de KÖPPEN) (Panoso e outros; 1978).

Os ventos predominantes na região são os de direção nordeste e de sudeste.

Aquele ambiente possui formação geológica relativamente recente, ligado ao máximo de 5.000 anos BP (Before Presente) (Suguio, Martin & Dominguez; 1982). Nele três ambientes geomorfológicos são claramente identificados: os terraços marinhosconstituídos por sedimentos litorâneos arenosos; depósitos areno-argilosos fluviais e zonas baixas pantanosas.

Originalmente os terraços marinhos mais antigos eram encobertos por florestas de restinga enquanto os mais recentes por vegetação psamofítica, os sedimentos fluviais ocupados por florestas e as zonas baixas pantanosas por gramíneas (Suguio, Martin & Dominguez; 1982).

A área estudada é drenada pelo rio Monsarás que nasce na região pantonosa a oeste do ecossistema. Possui como limite leste o Oceano Atlântico separado por uma faixa de restinga de aproximadamente 200 metros na parte mais larga e 30 metros na mais extreita.

MATERIAL E MÉTODOS

Para definição do mapa base, foram levantadas todas as bases cartográficas existentes sobre a região:

- CARTA DO BRASIL - IBGE; folha de Regência; escala 1:100.000; 1979;
- MAPA GEOLÓGICO PROVISÓRIO DA PLANÍCIE COSTEIRA DO RIO DOCE; Martin, Suguio, Dominguez & Flexor; escala 1:100.000; 1987;
- LEVANTAMENTO TOPOGRÁFICO (GEOPLAN); Documento DIES/SETENG (Petrobrás S.A.); escala 1:25.000; 1985, atualizado 1988;
- LEVANTAMENTO DE RECONHECIMENTO DOS SOLOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO - EMBRAPA; escala 1:400.000; 1971.

Foram posteriormente realizados sobrevôo com helicóptero para registro de fotos panorâmicas e com avião para montagem do mosáico alternativo (fotos aéreas verticais, escala aproximada de 1:25.000), desenvolvido pela AVIDEPA-IJSN.

Utilizou-se também de duas imagens de satélite LANDSAT bandas 234, escala 1:100.000 de 1984 e 1985. Após montagem do mapa base e do mapeamento da cobertura vegetal atual, uso e ocupação do solo e das interferências, foi realizadas saídas de campo para checagem dos ambientes não claramente definidos pela cartografia levantada.

As legendas cartográficas adotadas foram desenvolvidas pela CIRM - LEGENDAS PARA MACRO ZONEAMENTO COSTEIRO (Herz; 1989), com algumas modificações.

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

Os ambientes foram definidos através de bibliografia e bases cartográficas existentes, verificou-se ausência de quaisquer estudos quali-quantitativos e de elementos bióticos e abióticos na região.

As definições tornam-se claras pelo forte condicionamento dos ambientes aos aspectos geológicos e geomorfológicos na área.

No ecossistema rio-lagoa Monsarás foram reconhecidos as seguintes unidades ambientais:

1. Praia oceânica;
2. Ecossistema aquático continental;
3. Depósitos areno-argilosos;
4. Depósitos arenosos litorâneos e
5. Depósitos lagunares.

1. Praia oceânica aberta

É constituída de praias arenosas estreitas, com granulometria média, perfil alto e grande batimentos de ondas. Estas águas possuem baixa transparência devido a proximidade do rio Doce.

2. Ecossistema aquático continental

Formado pelo conjunto do rio e lagoa Monsarás. O rio Monsarás nasce na região pantanosa mais a oeste, próximo a lagoa do Martins. Seu leito está sobre os depósitos de aluvião, percorrendo toda a região cacaueira. Devido a pouca declividade e dificuldade de drenagem, forma um ambiente aquatico lentico. A lagoa Monsarás possui forma irregular e alongada e uma extenção média de 3 quilometros. É tributário da lagoa também o rio do Norte, de dimensões menores que o principal. Este rio nasce na região pantanosa a oeste, porém mais ao norte da lagoa, meandrando os terraços marinhos. Interessante observar que a barra (foz) é aberta de acordo com o regime de chuva, na época do verão, auxiliada por mutirão promovido por proprietários devido ao acumulo de água sobre as suas culturas a montante. Portanto numa época comporta-se como lagoa e noutra como uma laguna. A barra se fecha pela ação da grande dinâmica marinha associada a ventos do quadrante sul e pela diminuição da vazão e energia potencial acumulada.

3. Depósitos areno-argilosos

Os depositos areno-argilosos ou aluviões continetais são depósitos de origem fluvial, e foram construídos pelo rio Doce na sua segunda fase lagunar da sedimentação quaternaria da Planicie Costeira do Rio Doce (Suguio, Martin & Dominguez; 1982). Sua litologia é classificada como sedimentos aluviais argilo-siltosos do quaternário (Aluviais eutróficos A fraco e moderado com textura argilosa). O relêvo é plano e sua vegetação primitiva era a floresta perenifólia de várzea. A principal utilização desta unidade destina-se a cultura de cacau. Observa-se também culturas de banana, milho, feijão e pastagens de capim "sempre verde" (Panoso et al; 1978).

4. Depósitos arenosos litorâneos

São os terraços holocenicos externos e seus solos foram formados a partir de sedimentos marinhos de caráter arenoso. A vegetação primitiva é constituída por floresta subperenifólia de restinga, floresta perenifólia de restinga e campos ou vegetação de restinga. (Panoso et al; 1978). Atualmente o seu uso é aproveitado como pastagem natural, cultura de mandioca e milho.

5. Depósitos lagunares

Estes depositos na área mapeada preenche uma faixa muito estreita de forma alongada, paralela aos paleocordões litorâneos mais internos conhecido como "varedas". São solos jovens pouco desenvolvidos originários de sedimentos orgânicos e sedimentos fluviais argilosos e arenosos e o podzol hidromórfico de origem marinha. Estão permanentemente encharcados, com o lençol freático mantendo-se sempre alto. A vegetação primitiva são campos de várzea hidrófilo. É utilizado para pastagem natural (Panoso et al; 1978).

INTERFERÊNCIAS ANTRÓPICAS LOCAIS

As atividades antrópicas modificadoras que se processaram ao longo dos anos na região são as seguintes:

1. Pecuária;
2. Cultura de cacau;
3. Drenagem;
4. Prospecção de petróleo;
5. Construção de ductos de óleo e gás;
6. Área urbana e
7. Outras.

1. Pecuária

Esta atividade é considerada uma das mais modificadoras dos ambientes na região. Na implantação de pastagens é necessária a retirada de toda a cobertura vegetal nativa e consequentemente eliminação do habitat natural. Na região a atividade inicialmente é consorciada com cultura de mandioca e atividade extrativista (corte raso, retirada de lenha e aproveitamento para carvão). Ocorre sobre os terraços holocênicos, e as areias litorâneas tem pouca matéria orgânica e baixa retenção de umidade os solos são fracos e resulta numa produtividade igualmente baixa. Considerada como uma das mais degradadoras pela exposição do solo e pela grande área necessária à implantação da mesma. O tipo de pecuária na área, basicamente é classificada como de corte e de caráter extensivo. A limpeza dos pastos é feita por intermédio do fogo tornando o solo ainda mais enfraquecido.

2. Cultura de cacau

O cultivo do cacau na área ocorre sobre os aluviões, ou depósitos areno-argilosos. Pela necessidade de sombreamento da cultura é mantida parte da cobertura vegetal nativa. É realizada um rareamento (retirada de algumas árvores), sendo limpada as espécies junto do solo. É uma atividade antrópica considerada positiva pelo fato de manter uma grande cobertura vegetal em consórcio com a agrícola, gerando emprego, renda e mantendo parte do remanescente florestais. Deve ser incentivada para evitar sua substituição pelo extrativismo vegetal e pela implantação de novas pastagens.

3. Obras de Drenagem

A região da Planície Costeira do Rio Doce possuia a alguns anos uma imensa área permanentemente inundada. Eram os ambientes peleolagunares da planície costeira. Com o início de programas incentivados pelo governo, com o Pró-Varzeas, grande extenção de áreas úmidas foram drenadas com a finalidade de aumentar areas de pasto. Estas terras na sua maioria eram devolutas e pertenciam a União. Este atividade é altamente modificadora dos ambientes por interferir no regime hídrico, secar áreas úmidas que são habitat de uma fauna muito diversificada, promovendo um rebaixamento do lençol freático na região. Observa-se na área de estudo um canal de drenagem ligado a montante ao rio Monsaras. Parte é originário de um canal que drena a lagoa do Martins e outro proviniente da região próximo a lagoa Zacarias, mais a noroeste do ecossistema. O DNOS (Departamento Nacional de Obras e Saneamento) na época do projeto tinha como objetivo que estas águas dos pântanos escoassem para o rio Doce. Foi construído uma vala de 50 metros, ligando o rio Monsarás ao rio Doce e um dique (comporta) para fechamento na época de estiagem, evitando assim o escoamento. O que observa-se porém, na época das cheias, que o rio Doce ao invés de receber o excedente hídrico, torna-se tributário do rio Monsarás, por estar num nível planialtimétrico mais alto. E o dique sem manutenção a muitos anos não funciona mais como uma barreira de água, havendo uma mistura das águas dos dois ambientes que originalmente não existia.

4. Prospecção de petróleo

Foram mapeadas 17 locações de poços de petróleo na área, sendo apenas 4 poços produtores. A região é produtora de óleo porém em pequena escala. Secundariamente, diversas interferências advém juntamente com a pesquisa e prospecção de óleo. São elas: a. desenvolvimento de malha viária sem planejamento; b. pesquisa geofísica; c. contaminação de lençol freático; d. retirada de vegetação e e. outras.

a. Malha viária: A malha viária desenvolvida na região é realizada totalmente sem planejamento e em desobservância a áreas legalmente

protegidas por legislação (Áreas de Proteção Permanente e/ou Áreas de Reserva Ecológica);

b. Pesquisa geofísica: Na pesquisa de estruturas geológicas, que possam aprisionar depósitos de óleo, é necessário o desenvolvimento de malha geofísica em toda a área de estudo. Com isso são realizados "arrastões" na matas e pastarias para colocação de explosivos, retirando parte da vegetação nativa e afugentando animais nativos.

c. Contaminação de lençol freático: Na perfuração de poços são construídos diques para retenção de material de resfriamento da broca perfurante. Em caso de serem mal construídos este material pode contaminar o lençol freático.

d. Retirada de vegetação: É necessária para concretagem da base da sonda, construção do dique e malha viária para transporte do material.

e. Outras: Outras interferências observadas são os aterros sobre brejos, depósitos de lixo, derramamento de óleo na limpeza dos poços, etc.

5. Construção de ductos de óleo e gás

Existem na área de estudo, oleoduto e gasoduto proveniente da região de São Mateus, ES. O transporte de óleo tem como destino o terminal de Regência (TORGUÁ), mais ao sul da foz do rio Doce e o gasoduto para abastecimento da fábrica da Aracruz Celulose, Companhia Siderúrgica de Tubarão e o Centro Industrial da Grande Vitória. Ambos os ductos são paralelos e cortam a região mais a montante do ecossistema rio-lagoa Monsarás.

6. Área urbana

A área urbana da vila de Povoação está localizada ao sul do ecossistema, junto a margem esquerda do rio Doce, distante 1,5 quilômetros da praia. Existe proposta de ampliação do perímetro urbano, existindo uma área loteada não aprovada, junto a praia, que deve ser destinada a futuro parcelamento do solo. Esta área deverá ser replanejada.

7. Outras

Outras atividades antrópicas na região, são o extrativismo vegetal que ocorreu ao longos dos anos, como extração de madeiras, lenha e carvão. Algumas desta atividades atualmente estão suspensas. Existe a retirada de madeira para abastecimento local. Observa-se também pesca predatória por arrasto de camarão (parelhas e arrastões) na época do verão. Outra ~~atividade~~ é depósito de lixo urbano na margem do rio Doce, junto a vila de Povoação.

INTERFERÊNCIA

PROPOSTA DE UTILIZAÇÃO DOS AMBIENTES

A presente proposta é baseada nas leis 4.771/65 - Codigo Florestal e 6.938/81 e RESOLUÇÃO CONAMA nº 004/85.

Como proposta de utilização dos ambientes deve-se levar em conta a sua finalidade primacial das RESERVAS ECOLÓGICAS que é a preservação de ecossistemas naturais, de importância fundamental para o equilíbrio ecológico (SEMA, Coordenadoria de Controle de Ecossistemas).

Deve-se proteger de quaisquer atividades os remanescentes de vegetação de restinga e uma faixa mínima de 300 metros a contar da preamar máxima. Devem ser igualmente resguardadas as margens dos rios, lagoas e nascentes.

A área urbana deverá ser replanejada com finalidade de se evitar a ocupação muito próximo da praia. Estas praias são sítio de reprodução de tartarugas marinhas e sua iluminação deverá evitar luz direta sobre a praia.

Toda a área dos terraços holocênico, está requisitada ao Departamento Nacional de Produção Mineral (DNPM) para pesquisa de minerais pesados (ilmenita, granada, itrio). Estas áreas junto ao ecossistema rio-lagoa Monsarás, não devem ser autorizados devido o ambiente possuir uma vocação ecológica- turística, e muitas áreas instáveis, incompatíveis com uma atividade mineradora, caso a mesma seja viabilizada.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O ecossistema rio-lagoa Monsarás, é um excelente ambiente para iniciar um trabalho piloto de planejamento ambiental.

Possui, hoje, ações antrópicas de pequena amplitude, não atingindo ainda pressões que são comuns em áreas de grande desenvolvimento urbano e industriais.

As atividades agropecuárias associadas a atividades de exploração de petróleo, e outras, são fáceis de serem planejadas racionalmente, em observância a legislação ambiental e pela importância ecológica de cada ambiente.

As atividades de cultura de cacau e turísticas devem ser incentivadas pela propria vocação daquela área.

Devemos ressaltar a importância de desenvolver estudos e levantamentos quali-quantitativos abióticos e bióticos para

se definir o grau de qualidade e as areas que possuam os atributos mais importantes para a preservação e as que sejam permitidas as atividades modificadoras.

Observa-se que seus ambientes possuem um forte condicionamento aos aspectos geológico-geomorfológico como foi observado por ASMUS at al; 1989, na Planície Costeira do Rio Grande do Sul, na região da Lagoa do Peixe e na Estação Ecológica do Taim.

BIBLIOGRAFIA

ACIESP - Glossário de Ecologia - Publ. nº 57 - Aciesp, CNPq, Fapesp e SCT - São Paulo, 271p.,1987.

ASMUS,H.E.; ASMUS,M.L. & TAGLIANI - O Estuário da Lagoa do Patos: um problema de planejamento ambiental - FURG, sem data.

ASMUS,H.E. e outros - Caracteristicas Ambientais da Reserva Ecológica do Taim, RS - Ciência e Cultura, vol 41, nº 7, suplemento, 1989.

ASMUS,H.E. e outros - Fundamentos geológicos dos ambientes na região da Lagoa do Peixe, RS - Ciência e Cultura, vol 41, nº 7, suplemento, 1989.

BELLINI,C. & ALMEIDA,A.de P.L.S. - Proteção e acompanhamento da temporada reprodutiva 1988/1989 de tartarugas marinhas na base da Lagoa Monsarás, Povoação, ES - Ciência e Cultura, vol 41, nº 7, suplemento, 1989.

BRASIL - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Espírito Santo - Rio de Janeiro, 1978.

CIRM - Legendas para o Macro Zoneamento Costeiro - Brasília, 1989.

CLARK,J. - Coastal Ecosystems - Ecological considerations for management of the coastal zone - The Conservation Foundation-Washington, DC, 1974.

COI - Reunion de Trabajo sobre la gestión y el desarrolo de las zonas costeiras en la región del Caribe - México, DF, 1971.

RAYMOND,P.W. - Desorientacion de los neonatos de tortugas marinas y la iluminacion artificial de las playas - Un Análisis del Problema y Soluciones Potenciales - Centro para la Educacion Ambiental, 1984.

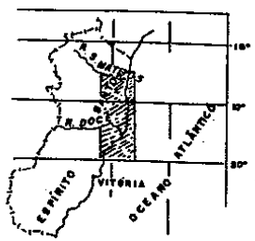
SEMA, SEC. Coordenadoria de Controle de Ecossistemas - Manual de Normas e Procedimentos na Fiscalização de Reservas Ecológicas, Simões, Serpa N.(Org), Brasília, 1988.

SUGUIO, K.,MARTIN L., DOMINGUEZ J.M.L. - Evolução da Planície Costeira do Rio Doce (ES) durante o quaternário: influência das flutuações do nível do mar - IV Simpósio do Quaternário no Brasil, 1982.

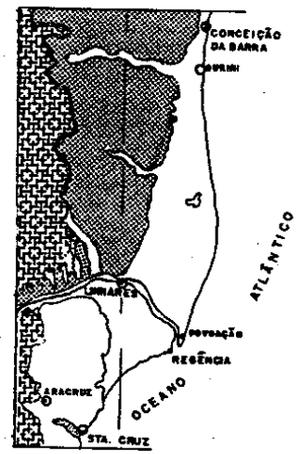
TAMAR, BANDES, UFES - Projeto Monsarás, Levantamento faunístico do

ecossistema rio-lagoa Monsarás, Povoação, Linhares, ES., Projeto Tartaruga Marinha - Ibama; Banco de Desenvolvimento do Estado do Espírito Santo - BANDES; Universidade Federal do Espírito Santo - UFES.

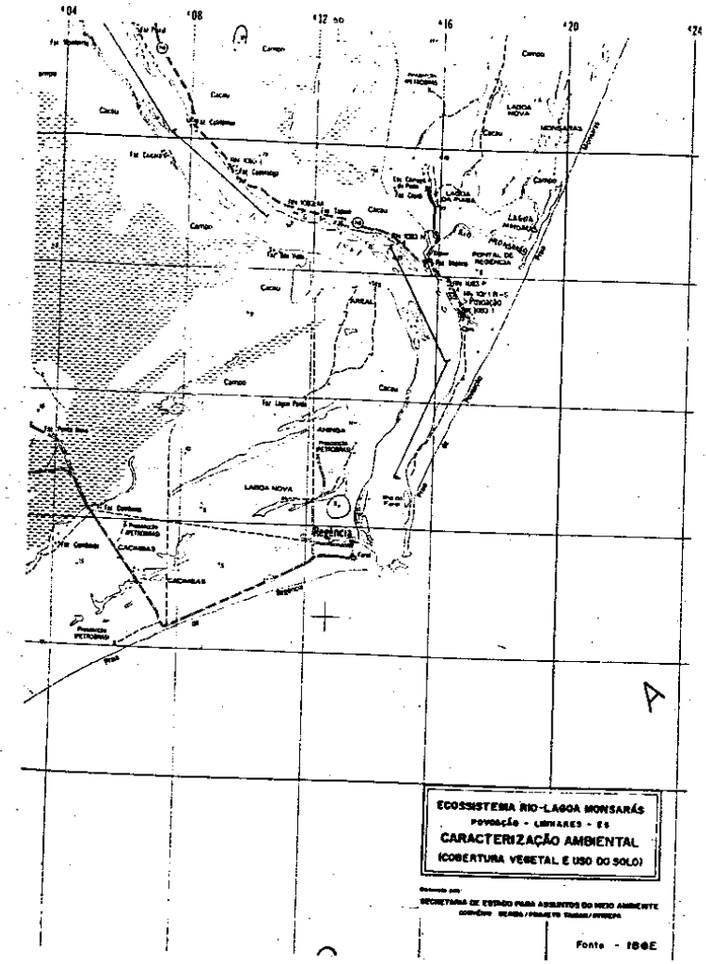
ECOSSISTEMA RIO-LAGOA MONSARÁS
POVOAÇÃO - LINHARES - ES
CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL
(COBERTURA VEGETAL E USO DO SOLO)

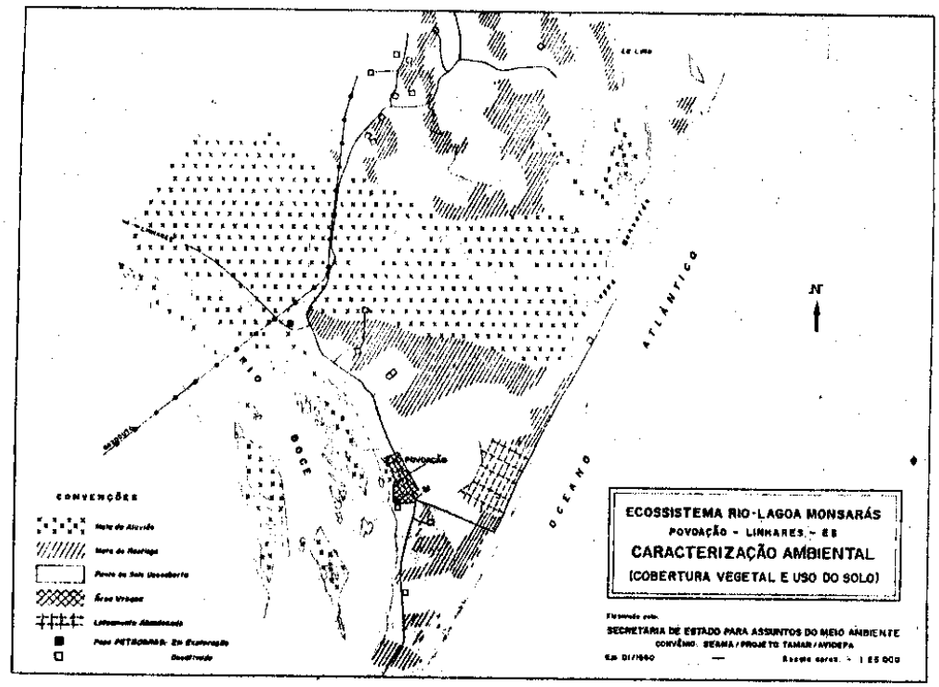






Elaborado pela:
SECRETARIA DE ESTADO PARA ASSUNTOS DO MEIO AMBIENTE
CONVÊNIO SEAMA / PROJETO TAMAR / AMDEPA




ATLANTICO
OCEANO
RIO DOCE
Povoação
N
CONVENÇÕES
ECOSSISTEMA RIO-LAGOA MONSARÁS
POVOAÇÃO - LINHARES - ES
CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL
(COBERTURA VEGETAL E USO DO SOLO)
SECRETARIA DE ESTADO PARA ASSUNTOS DO MEIO AMBIENTE
CONVÊNIO: SEAMA / PROJETO TAMAR / AVIDEPA

ACOMPANHAMENTO DAS OCORRÊNCIAS (EMERGÊNCIAS) DE TARTARUGAS MARINHAS, NA TEMPORADA REPRODUTIVA 1989/1990, NAS PRAIAS ENTRE O RIO DOCE E BARRA SECA, ES.

Cláudio Bellini, Denise Rieth e Antônio de Pádua L.S. de Almeida (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis) – IBAMA, Centro TAMAR, Base Lagoa Monsarás, Povoação,ES.

O Projeto Tamar – Programa de Proteção e Pesquisa das tartarugas Marinhas, criado em 1980, visa restabelecer o ciclo reprodutivo de tartarugas marinhas no litoral brasileiro. Até poucas décadas as populações destes animais eram abundantes e alimentaram várias gerações. Devido ao hábito de abater fêmeas matrizes e colher seus ovos, além da ocupação de nidificação, elas foram praticamente dizimadas. O litoral do Espírito Santo é o limite meridional de concentração de desovas no Brasil. A área de reprodução destes animais no estado, é classificada como uma planície costeira, ambiente de formação geológica relativamente recente, ligada ao máximo de 5.000 anos A.P. (Antes do Presente)[1] .As praias originalmente desertas estão sendo gradativamente ocupadas por loteamento e construções irregulares, algumas muito próximo a praia. Estas interferências são fatores de preocupação para manutenção destas populações a médio, longo prazo.

LOCAL DE ESTUDO: A Base Lagoa Monsarás, em Povoação, ES, é responsável pelos trabalhos de fiscalização e proteção de tartarugas marinhas na área de estudo. Monitorando mais de 70Km de praias, todas ainda inabitadas, tem como limite Sul o Rio Doce (19º 40'S) e Norte a Barra Seca(19º 40'S). Apesar de contíguas, existem naquela região sete diferentes praias, denominadas de praia de Povoação, Monsarás, das Cacimbas, do Degredo, do Ipiranga, do Pontal do Ipiranga e da Barra Seca. A praia nos 45Km a partir da foz do Rio Doce em direção Norte, possui como característica granulometria grossa, com deposição de areia mineralizada (Placers marinhos), perfil alto e grande batimentos de ondas. Deste ponto até o final, o perfil da praia é baixo, a granulometria da areia e o batimento de ondas são menores.[2]

MATERIAL E MÉTODOS: O monitoramento das praias fiscalizadas iniciou-se em meados do mês de agosto, utilizando-se um veículo Jeep Engesa 4 e um quadriciclo Lavralle Quattor, adaptados. A partir do primeiro registro, as saídas foram realizas diariamente, preferencialmente à noite, com o intuito de identificar, anotar dados biométricos e marcar fêmeas em ato de postura. A fêmea ao sair à praia para a desova, desloca-se até um nível seguro da ação das marés, onde cava com as nadadeiras anteriores um espaço largo e raso, denominado de cama; em seguida, com as nadadeiras posteriores, escavam a câmara onde deposita os ovos. Após a postura, a câmara e a cama são cobertos de areia, retornado ao mar. Quando este processo é realizado por completo, ninhos são denominados verdadeiros, e a ocorrência registrada com "CD" (com desova). A confecção de cama sem apostura caracteriza um ninho falso, sendo a ocorrência registrada com "SD"(sem desova). As emergências em que o retorno à água ocorre sem qualquer vestígio de confecção de cama, registra-se como "ML" (meia lua)[4]. As tartarugas mortas, indivíduos adultos e juvenis, são registradas como "MT" (Morta). A

marcação das fêmeas ocorre durante o processo de postura e consiste na aplicação de um grampo de aço na nadadeira anterior direita, contendo um número de ordem e o endereço para possível contato. No acompanhamento de campo, são registrados o número das ocorrências, data, hora da emergência, tipo de rastro, maré, local(Km), largura do rastro de subida, profundidade do ninho, número da marca, comprimento e largura curvilíneos da carapaça, observações e a espécie. E desenhado um croqui da ocorrência e feito registros fotográficos sempre que possível. A marcação é importante para obtenção de dados sobre flutuações das populações de tartarugas marinhas, estabelecimento de rotas migratórias, além de fornecer importantes subsídios para estudos sobre dinâmica populacional. Analisa-se posteriormente, local de retorno de fêmeas surpreendidas e intervalo internidal/espécie.

RESULTADOS E DISCUSSÃO: Foram realizadas 142 saídas, entre 28 de agosto de 1989 e 3 de março de 1990. Registrou-se 600 ocorrências de cinco diferentes espécies, Caretta caretta, Dermochelys coriacea, Lepidochelys olivacea, Eretmochelys imbricata e Chelonia mydas. Deste total, 435 ocorrências foram ninhos verdadeiros, "CD" ou com desova, sendo 418 para C. caretta, 13 para a D. coriacea, 2 para L. olivacea e 2 para E. imbricata; 135 ocorrências com "ML" ou meia lua, sendo, 133 para C.caretta e 2 para D. Coriacea; 10 ocorrências classificadas como ninhos falsos, "SD" ou sem desova, 7 para C.caretta e 3 para D. Coriacea; 19 tartarugas apareceram mortas, 8 C.caretta, 8 C.mydas e 3 L. olivacea. A distribuição mensal de ocorrências e desovas foi a seguinte: mês de agosto com 1 ocorrência; mês de setembro, 9 ocorrências e 5 desovas; mês de outubro com 100 ocorrências e 75 desovas; mês de novembro 226 ocorrências e 163 desovas, mês de dezembro com 203 ocorrências e 148 desovas; mês de janeiro com 55 ocorrências e 40 desovas e mês de fevereiro com 6 ocorrências e 4 desovas. É interessante observar que manteve-se uma proporção aproximadamente igual, em torno de 73% dos ninhos verdadeiros em função do número de ocorrências totais nos meses de outubro, novembro, dezembro e janeiro (Pico reprodutivo). Observou-se no período uma maior concentração de ocorrências e de ninhos verdadeiros na Praia do Ipiranga com 121 registros, sendo 85 com desova, média de 9,31 ocorrências/Km e 6,54 desovas/Km. A menor concentração foi na praia de Monsarás com 55 registros, sendo 37 com desova e médias de 6,11 ocorrências/Km e 4,11 desovas/Km. Foram surpreendidas 36 fêmeas, 33 espécie C.caretta, 2 de D. coriacea e 1 de L.olivacea, sendo marcadas 25 fêmeas, as restantes foram retornos ou marcadas em outra praia ou temporada. Surpreendeu-se duas fêmeas de D.coriacea sendo uma das fêmeas em duas desovas subsequentes com período internidal de 19 dias. Estas praias apresentaram nesta temporada um potencial reprodutivo surpreendente. Houve um aumento de mais de 50% no número de emergências totais em relação a temporada 1988/1989[5]. Através do número de desovas registradas pode-se inferir o número de fêmeas matrizes anuais que para esta temporada esteve entre 100 e 120 fêmeas aproximadamente. Normalmente as fêmeas da espécie C.caretta nidificam de 4 a5 vezes por estação[6], os registros de tartarugas mortas foram resultado em sua maioria devido a captura acidental por barcos camaroeiros, muito comum no litoral nesta época do ano. Coincidentemente os registros de tartarugas juvenis e subadultas (quase todos os

registros) mortas ocorreram na época que estas embarcações se concentram próximo a praia e aumentam o esforço de pesca. Os registros da espécie C. mydas, foram indivíduos capturados, 7 juvenis e 1 subadulto. Existe apenas um registro desta espécie nidificando na praia de Monsarás na temporada de 1987/1998. Apesar destas praias não possuírem ainda, áreas de desenvolvimento urbano, são freqüentadas por muitos pescadores. Devido a isso e a sua grande extensão ocorre alguma predação humana das desovas. Foram registradas 7 desovas roubadas. É importante salientar que o trabalho de conscientização realizado junto as comunidades litorâneas, associada a presença constante da equipe técnica, reduziu a predação humana para menos de 2%. Os status mundial para a espécie mais abundante na região, C.caretta é classificada como vulnerável, em situação não absolutamente segura, muito próxima da classificação de ameaças de extinção[6]. Para a região podem ser consideradas como espécie pelo reduzido número de fêmeas matrizes anuais. A espécie D.coriacea, com status mundial como ameaçada de extinção, é no país a espécie em situação mais delicada pois o único sítio reprodutivo conhecido encontra-se no litoral do Espírito Santo e com um número reduzidíssimo de fêmeas matrizes. Outro fator a ser considerado é a construção de obras civis muito próximo da praia (em desrespeito a RESOLUÇÃO COMANA nº 004/85 e Lei nº 6938/81) que poderá a médio longo prazo causar modificações no comportamento e distribuição de fêmeas ao longo do litoral. Em conclusão final, os resultados indicam um aumento significativo no número de ocorrências e desovas protegidas devido, em parte, a intensificação dos trabalhos de monitoramento e fiscalização (maior esforço, maior número de de pessoas envolvidas) associado a flutuações anuais pouco conhecidas destas populações. As praias entre o Rio Doce e a Barra Seca é a principal área de reprodução de quelônios marinhos do Estado do Espírito Santo e sem dúvida umas das principais do Atlântico Sul. A espécie C.caretta é amais freqüente na região, seguida pela D. coriacea cuja população apresenta-se muito reduzida. As espécies L.olivacea e E.imbricata tem ocorrências anuais porém esporádicas e a C.mydas aproxima-se do litoral utilizando-a provavelmente como área de alimentação.

NOTAS E REFERÊNCIAS: 1. K.Suguio, L. Martin e J.L.M. Dominguez – Evolução da Planície Costeira do Rio Doce(ES) durante o quaternário: Influência das flutuações do nível do mar. In Atas do IV Simpósio no quaternário no Brasil: 93-116 (1982)
2.Espírito Santo, Secretaria do Estado para Assuntos do Meio Ambiente (SEAMA), Coordenação de Recursos Naturais (CRN), relatórios e pareceres técnicos, referências sem publicação, (1989).
3.C. Baptistotte, C. Bellini, L.M. de P. Moreira e J.C.A. Thomé, Relatório das atividades desenvolvidas pelo Programa de proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas – Projeto TAMAR, no estado do Espírito Santo, Brasil – Biênio 1988/1989, IBAMA, não publicado (1989).
4.P.Pritchard, R. MarquezM., L.Ogren,W. Pringle,Jr., H.Reichard e R. Witham. Marinas, Segunda Edicíon. K.A.Bjorndal y G.H.Balazs, editores. Center for environmental Education, Washington, D.C.

5.C.Bellini e A. de P.L.S. Almeida, Proteção e acompanhamento da temporada reprodutiva 1988/1989 de tartarugas marinhas na Base Lagoa do Monsarás, Povoação, ES. In Ciência e Cultura, volume 41, número 7, suplemento (1989).
6.IUNC – The IUNC Amphibia – Reptilia red data book – part I – Testudines, Crocodylia e Rhynchocephalia, by B. Groombridge(1982).
7.C.Bellini, Relatório Técnicos das Atividades de proteção e Pesquisa de Tartarugas Marinhas na temporada reprodutiva de 1987/1988 – Uma avaliação preliminarsobre o potencial reprodutivo nas parias de Povoação,Es – PROJETO TAMAR – IBDF, não publicado, (1988).

BELLINI, C.; RIETH, D.; ALMEIDA, A. de P.L.S. de. Acompanhamento das ocorrências (emergências) de tartarugas marinhas, na temporada reprodutiva 1989/1990, nas praias entre o Rio Doce e Barra Seca, ES. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 42., 1990. Porto Alegre. **Anais (comunicações)...**, Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1990, v. 42, n.7, p. 371-372. ref. 14-E.1.

XVII CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA

28 de janeiro a 02 de fevereiro de 1990

Hélcias Nunes P

RESUMOS

SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOLOGIA

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE LONDRINA

DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA ANIMAL E VEGETAL

LONDRINA - PARANÁ

1990

CARACTERIZAÇÃO ELETROFORÉTICA DE UM HÍBRIDO ENTRE **Eretmochelys imbricata** E **Caretta caretta** NA PRAIA DO FORTE BAHIA (Chelonia, Chelonidae). [1]

CONCEIÇÃO, M.B.; MARINS, L.F.; LEVY, J. e MARCOVALOI, M. A. [2]

No Projeto Tartaruga Marinha, Praia do Forte (BA), são encontradas duas espécies **Eretmochelys imbricata e Caretta caretta,** que realizam desovas e se diferenciam morfologicamente de forma marcante. No período entre os picos de desovas das duas espécies, foi observado a eclosão de indivíduos com caracteres morfológicos intermediários a ambas espécies. P fim de caracterizá-los,foram empregadas técnicas genetico-bioquímicas. Os padrões eletroforéticos de quinze indivíduos de cada morfotipo foram obtidos para: Superóxido dismutase (SOD), Esterases (EST), Lactato desidrogenase (LDH), Transferrina (Tf) e Proteínas Totais de Músculo (PT). Os padrões de SOD foram monomórficos para os três morfotipos analisados, para EST foram encontrados sete padrões fenotípicos, sendo que os sete estavam presentes em **Caretta caretta,** um em **Eretmochelys imbricata** e um no morfotipo intermediário. Os padrões de LDH foram característicos para cada espécie, sendo que o morfotipo intermediário teve um padrão igual ao de **Eretmochelys imbricata.** Em Tf foi encontrada uma banda característica para cada espécie, sendo que o morfotipo intermediário teve um padrão codominante, apresentando as duas bandas. O padrão de PT foi específico para cada morfotipo. Através desses resultados comprovamos a real existência do Híbrido.

1. CNPq, TAMAR, FURG.

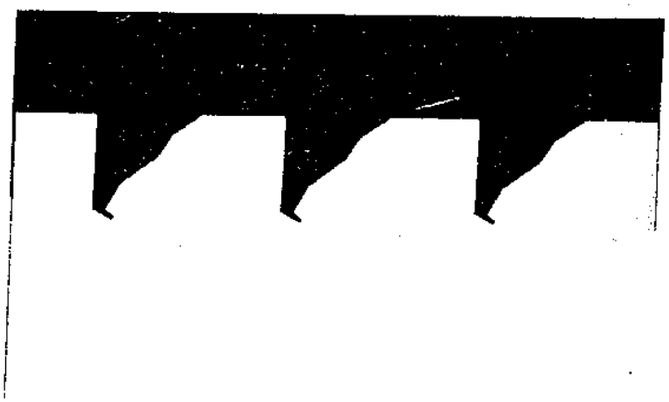
2. Lab. Bioquímica Marinha, FURG - CX. Postal 474, Rio Grande - RS.

42.ª Reunião Anual

UNIVERSIDADE FEDERAL
BIBLIOTECA CENTRAL
S. CARLOS

SBPC

Anais
(comunicações)



ıme I

Agronomia e Zootecnia
Arquitetura e Urbanismo
Enfermagem
Engenharia
Medicina
Odontologia
Computação e Simulação
Automática
Telecomunicações
Saúde Coletiva
Ergonomia
Motricidade Humana
e Esportes
Matemática
Física
Química
Ecologia
Poluição Ambiental
Astronomia
Geofísica
Geologia
Geografia
Citologia, Histologia
e Embriologia
Imunologia
Genética e Evolução
Farmacologia
e Terapêutica Experimental
Parasitologia
Zoologia
Bioquímica

A CIÊNCIA E A INTEGRAÇÃO LATINO-AMERICANA

SOCIEDADE BRASILEIRA SB
PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA PC

42.ª REUNIÃO
ANUAL

8 A 13 DE JULHO DE 1990
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
PORTO ALEGRE, RS BRASIL

13-E.1 AVALIAÇÃO PRELIMINAR DO POTENCIAL REPRODUTIVO DAS TARTARUGAS MARINHAS AO LONGO DA ILHA DE GURIRI E ÁREAS ADJACENTES, E.S., TEMPORADA 1988/89.

Luciana M. de P. Moreira e Claudio Bellini (Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renovaveis - IBAMA, Centro TAMAR, Base de Guriri, E.S.).

O Projeto Tamar, criado em 1980, se instalou em 1982 nas principais áreas de desova, reiniciando o ciclo reprodutivo das tartarugas marinhas no Brasil. Com atividades de proteção e pesquisa, possui atualmente dez bases implantadas, duas experimentais, liberando anualmente 190.000 filhotes. O litoral do Espírito Santo é o limite Sul de concentração de desovas e o único conhecido de nidificação da tartaruga gigante, Dermochelys coriacea, no país. As duas bases implantadas no estado, base de Comboios-Regência e Lagoa Monsarás-Povoação indicaram um grande potencial existente na Planície Costeira do Rio Doce e induziram a necessidade da realização de um levantamento piloto na região da Ilha de Guriri.

LOCAL DE ESTUDO: A área monitorada possui como limites ao Sul a foz do rio Mariricu-Barra Nova (19°00'S) e ao Norte a foz do rio São Mateus-Cricaré (18°35'S) totalizando 38 Km de praias. A praia apresenta um perfil baixo inundável nas marés altas, granulometria fina com pequenos depósitos de areia mineralizada. No seu extremo Sul ocorrem pequenos afloramentos de arenito e um aumento da granulometria da areia. Na foz dos rios a vegetação é característica de manguezais e a vegetação de restinga domina o interior da Ilha de Guriri, já sofrendo descaracterização pela utilização irracional com a implantação de loteamentos.

MATERIAL E MÉTODOS: De outubro à fevereiro foram realizados os trabalhos de monitoramento de ocorrências, marcação de fêmeas, transferências das desovas e liberação dos filhotes. A fêmea, ao sair à praia para a desova, desloca-se até um nível seguro das ações das marés, onde cava com as nadadeiras anteriores um espaço largo e raso denominado cama; em seguida com as nadadeiras posteriores escava a câmara onde deposita os ovos. Após a postura, cama e câmara são cobertas de areia, retornando a fêmea ao mar, deixando um rastro característico, que permite a localização do ninho. Nas extremidades do percurso é no limite Sul da Barra Nova (localidade de Campo Grande) um trecho de 6 Km é percorrido à pé por pescadores da região, que coletam as desovas, depositando-as em caixas de isopor e posteriormente para caixas de coleta localizadas na praia. A equipe técnica, ao percorrer a praia com um Jeep Ford, realiza a marcação das fêmeas surpreendidas, medidas de largura e comprimento de casco e transferência das desovas para o cercado de incubação. A intensa ocupação turística e a predação dos ninhos obrigaram a transferência da totalidade das desovas. Foi escavado um ninho artificial com as medidas originais confeccionada pela fêmea, possuindo em média 50 cm de profundidade e 30 cm de diâmetro. Os ovos são depositados cuidadosamente e tela plástica é colocada sobre o ninho a fim de permitir após o nascimento, a contagem dos filhotes que são imediatamente liberados na praia. No dia posterior ao nascimento os ninhos são abertos, os filhotes retidos são contados e soltos e classificados em natimortos, ovos sem embrião aparente e embriões pequenos, médios e grandes.

RESULTADOS E DISCUSSÕES: De outubro a fevereiro registrou-se 104 ocorrências, sendo 95 da Caretta caretta, 2 da Lepidochelys olivacea, 1 da Dermochelys coriacea e 1 da Eretmochelys imbricata. Foram protegidos 8.689 ovos e liberados 5.914 filhotes para C.caretta e respectivamente 252, 217 para L.olivacea, 73, 47 para D.coriacea e 100, 94 para E.imbricata. O percentual de eclosão medio foi de 67,98% para C.caretta, 86,11% para L.olivacea, 64,38% para D.coriacea e 94,01% para E.imbricata. O tempo de incubação medio para C.caretta foi de 66 dias em outubro, 61 em novembro, 52 em dezembro, 50 em janeiro e 46 em fevereiro. Esta diminuição no período de incubação deve-se ao aumento da intensidade solar. Apenas uma desova da D.coriacea foi observada no mês de dezembro com 64 dias, o que evidencia um maior tempo de incubação se comparado com a C.caretta. Duas desovas de L.olivacea obtiveram 52 e 47 dias de dezembro e janeiro respectivamente. Apenas uma desova de E.imbricata de janeiro totalizou 49 dias de incubação. A largura média dos rastros foi de 0,95 m para C.caretta, 2,0 m para D.coriacea e 0,83 para L.olivacea, não sendo registradas medidas para a E.imbricata. Foram registrados 69% de filhotes vivos (6199), 5% de natimortos (456), 3% de embriões (292) e 23% de ovos sem embrião aparente (2098). Constatou-se uma ligeira preferência para desova nas fases da lua quarto crescente e quarto minguante (33% e 25% respectivamente) em oposição as luas nova e cheia. Acredita-se que esteja ligado ao fato de que a praia é inundável nas marés mais altas. Foram marcadas cinco fêmeas, todas da espécie C.caretta. No período registrou-se 10 tartarugas mortas, sendo 5 C.caretta, 3 C.mydas (juvenis) e 2 L.olivacea.

Os resultados obtidos são preliminares e não nos dão o status real das populações que nidificam naquela área. Somente um intensivo trabalho de marcação poderá esclarecer se existe intercâmbio genético com as populações vizinhas. A existência da predação dos ovos e fêmeas tornou as atividades de educação ambiental de extrema importância. Foram realizadas palestras e mostra de filmes de diapositivos na escolas de São Mateus, Guriri, Barra Nova e Conceição da Barra. O grande fluxo turístico do Balneário de Guriri possibilitou a disseminação da mentalidade conservacionista, pois centenas de pessoas diariamente acompanhavam os trabalhos junto ao cercado de incubação, na abertura de ninhos e soltura de filhotes.

NOTAS E REFERÊNCIAS:

C.Baptistotte, C.Bellini, L.M de P. Moreira e J.C.A.Thomé. Relatório das atividades desenvolvidas pelo Programa de Proteção e Pesquisa das Tartarugas Marinhas PROJETO TAMAR, no estado do Espirito Santo, Brasil - Biênio 1988/1989. IBAMA.1989(não publicado);

C.Bellini e A. de P.L.S.Almeida. Proteção e acompanhamento da temporada reprodutiva 1988/1989 de tartarugas marinhas na base da lagoa Monsarás, Povoação, E.S.. In Ciência e Cultura, volume 41, número 7, suplemento . 1989;

IUCN - The IUCN Amphibia - Reptilia Red Data Book - Part I - Testudines, Crocodylia e Rhynchocephalia. Compiled by B. Groombridge. 1982

P.Pritchard, P.Bacon, F.Berry, A.Carr, J.Fletmeyer, R.Gallagher, S.Hopkins, R.Lankford, R.Márquez M., L.Ogren, W.Pringle, Jr, H.Reichart e R.Witham. 1983.Manual sobre investigacion y conservacion de las tortugas marinas, segunda edicion. K.A.Bjorndal y G.H.Balazs, editores. Center for Environmental Education, Washington, D.C..

AUTORES:

Luciana M. de P. Moreira - Técnica do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, Centro TAMAR, Base de Guriri, Caixa Postal 153, São Mateus, E.S., CEP 29.930.

Claudio Bellini - Técnico do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis -IBAMA, Centro TAMAR, Base Lagoa Monsarás, Povoação, C.Postal 105, Linhares,E.S., CEP 29.900.

Artigos Nacionais

MARCOVALDI, G. M. F. dei; ALBUQUERQUE, J. C. B de. Projeto Tartaruga Marinha. **Boletim FBCN,** Rio de Janeiro, n. 17, p.70-74, 1982.

AZEVEDO, M. Â. As tartarugas marinhas do litoral brasileiro. **Ciência Hoje**. [S.l.], Ano 1, n.5, p.32-35, 1983.

MARCOVALDI, M. Â. G. dei.; MARCOVALDI, G. M. F. G. dei. Projeto TAMAR. **Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal**, [S.l.: IBDF], 1985. 48 p.

MARCOVALDI, M. Â. G. dei.; MARCOVALDI, G. M. F. G. dei. Projeto Tartaruga Marinha: áreas de desova, época de reprodução, técnicas de preservação. **Boletim FBCN**. Rio de Janeiro, n. 22, p.95-104, 1987.

FILIPPINI, A. As tartarugas da Trindade. **Ciência Hoje**, n.45, v.8, p.26-35, Agosto. 1988.

FILIPPINI, A.; BULHÕES, H. A. Estudo da ecologia da tartaruga marinha Chelonia mydas Linnaeus, na Ilha da Trindade. **Brasil Florestal,** Brasília, n.65, p.5-15, Jul/Ago/Set. 1988.

Eventos Internacionais

MARCOVALDI, M. Â.; MARCOVALDI, G. G. dei. The Brazilian Sea Turtle Program. In: WESTERN ATLANTIC TURTLE SYMPOSIUM, 2., 1987, Mayaguez. **Proceedings...**, [S.l.: s.n.], 1987, p 332-333.

SWIMMER, J. Y. B. Comparisons of in situ and relocated loggerhead sea turtle (Caretta caretta) nests at Projeto TAMAR, Bahia, Brazil. In: ANNUAL SYMPOSIUM ON SEA TURTLE BIOLOGY AND CONSERVATION, 1984, Georgia. **Proceedings...,**[S.l.: s.n.] 1994, p.182. NOAA Technical Mem. NMFS-SEFSC-341.

Eventos Nacionais

FILLIPINI, A.; THOMÉ, J. C. A. Acompanhamento de desovas, proteção e incubação de ovos de tartaruga marinha em Interlagos / BA. In: SEMANA UNIVERSITÁRIA DE OCEANOGRAFIA, 1., 1984. Rio Grande. **Resumos...**, [S.l.: s.n.], 1984, p.16.

MARCOVALDI, M. Â. G. dei; MARCOVALDI, G. M. dei. Ocorrência, distribuição e técnicas de conservação das espécies de tartarugas marinhas no Brasil. In: SEMANA UNIVERSITÁRIA DE OCEANOGRAFIA, 1., 1984. Rio Grande. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 1984.

THOMÉ, J. C. A.; FILIPPINI, A.; HARKOT, P. F. G. Ocorrência de tartarugas marinhas na Praia do Cassino (RS-Brasil) e áreas vizinhas. In: SEMANA UNIVERSITÁRIA DE OCEANOGRAFIA, 1., 1984. Rio Grande. **Resumos...,** [S.l.: s.n.], 1984. p.16.

MARCOVALDI, M. Â.; MARCOVALDI, G. M. Tartaruga marinha: preservação a passos firmes. In: CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 2., 1988. Aracaju. **Resumos...**, [S.l. s.n.], 1988.

THOMÉ, J. C. A.; BAPTISTOTTE, C.; BELLINI, C. Avaliação do potencial de reprodução, acompanhamento e proteção de tartarugas marinhas na planície costeira do Rio Doce, ES. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 40., 1988. [S.l.]. **Anais...,** [S.l.:s.n.], 1988. v.40, n.7. p.660. ref. 55-E.1.

BELLINI, C.; ALMEIDA, A. de P. L. S. de. Proteção e acompanhamento da temporada reprodutiva 1988/1989 de tartarugas marinhas na Base da Lagoa do Monsarás, Povoação, ES. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 41., 1989. Fortaleza. **Anais...**, [S.l.: s.n.], 1989, v.41, n.7, p.605. ref. 13-E.1.

MARCOVALDI, G. ; MARCOVALDI, M. Â. Tartarugas marinhas do Brasil: biologia e técnicas de preservação. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA, 16., 1989. João Pessoa. **Resumos...** João Pessoa: Universidade Federal da Paraíba, 1989, p 83-84.

Monografias

SILVA, A. C. C. D. da. 1989. 61f. **Preservação, manejo de tartarugas marinhas e conscientização nas vilas de pescadores.** Monografia (Graduação). Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal Rural de Pernambuco, PE, 1989.
Disponível na Base: PirambSE

PROJETO TARTARUGA MARINHA

GUY M. F. DEI MARCOVALDI
Oceanólogo do Convênio IBDF/FBCN
JOSÉ CATUÊTÊ B. DE ALBUQUERQUE
Oceanólogo do Convênio IBDF/FBCN

Áreas de Proteção

Já com um trecho bastante considerável de litoral estudado, o Projeto Tartaruga Marinha partiu para sua segunda fase, de delimitação de áreas primordiais e secundárias para a proteção dos quelônios em território brasileiro.

As áreas de Atol das Rocas, no limite das 200 milhas do Rio Grande do Norte, Praia de Santa Isabel, litoral norte do Estado de Sergipe, Ilha de Trindade, a 500 milhas leste do litoral do Espírito Santo, e Praia de Comboios, litoral norte do Espírito Santo, foram consideradas primordiais para proteção das tartarugas marinhas no Brasil. As três primeiras têm sua importância na grande incidência de desova, e a última, a praia de Comboios, na presença, para postura, da espécie *Dermochelys coriacea,* hoje em adiantado processo de extinção e pouquíssimas áreas de nidificação em todo o mundo.

Para a proteção da Ilha de Trindade o IBDF está desenvolvendo negociações com a Marinha Brasileira, que atualmente controla a área. A praia de Comboios, que já foi, há algum tempo, uma Reserva Estadual, destinada inclusive a proteger a desova das tartarugas, será, já no próximo verão, reestudada pelo IBDF para conhecer a viabilidade de reimplantar ali uma área de proteção.

Nas áreas de Atol das Rocas — Reserva Biológica Federal — e Praia de Santa Isabel, o Projeto Tartaruga Marinha já tem iniciadas as avaliações quali-quantitativas das populações de quelônios e programas para sua proteção. A próxima etapa do trabalho, que também será executada entre os próximos meses de dezembro e fevereiro, (*) é a marcação, dos animais, com placas numeradas, para o controle da migração. Esta técnica — já aplicada há várias décadas por muitos países da África e Américas do Norte e Central — será utilizada pela primeira vez no Brasil, pelo IBDF, através do Departamento de Parques Nacionais e Reservas Equivalentes, com o apoio das Universidades Federais de Sergipe e Rio Grande do Norte.

Também estão previstos estudos com aparelhos de radiotelemetria, que possibilitarão conhecer os hábitos das tartarugas, especialmente durante os intervalos entre as desovas de cada período de nidificação.

Paralelamente às avaliações quali-quantitativas e proteção das áreas, o Projeto Tartaruga Marinha está procedendo ao levantamento do litoral maranhense e do sul do Pará.

Informações sobre as populações, as espécies e o comportamento das tartarugas marinhas na costa brasileira representaram, até o final da última década, preocupação constante da comunidade científica nacional e internacional e entidades ligadas à conservação da natureza.

Enquanto países como o Suriname, Costa Rica e México já possuíam, há cerca de 30 anos, estudos completos e desenvolvidos projetos de proteção à tartaruga marinha, nos países mais desenvolvidos, como Estados Unidos e Canadá este trabalho já datava de mais de 50 anos. O Brasil, no entanto, até o final de 1979 só dispunha de uma pequena legislação da Superintendência de Desenvolvimento da Pesca — SUDEPE, que proibia a pesca de tartaruga marinha no período da desova, além de pouco significantes estudos regionais.

E foi dentro deste contexto que se iniciou, em janeiro de 1980, o *Projeto Tartaruga Marinha,* desenvolvido pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) em convênio com a Fundação Brasileira para Conservação da Natureza (FBCN). Dois oceanólogos, José Catuêtê Borralho de Albuquerque e Guy Marie Fabio Guagni dei Marcovaldi, foram especialmente contratados para executar o projeto, que partiria de uma única informação: Existem tartarugas marinhas na costa brasileira.

E um ano e meio depois o *Projeto Tartaruga Marinha* já resultaria num mapeamento completo de distribuição das praias de desova desses quelônios, incluindo as espécies preferenciais na costa brasileira do Rio Grande do Sul ao Piauí. Atualmente desovam no Brasil tartarugas marinhas das

(*) Referem-se os autores, aos anos de 1981 e 1982, respectivamente.

espécies *Chelonia mydas, Caretta caretta, Dermochelys coriacea, Eretmochelys imbricata* e *Lepidochelys olivacea.*

Primeiras Informações

A escassez de informações bibliográficas levou o Projeto a se iniciar por dados absolutamente primários. Foram enviadas cartas às prefeituras de todos os municípios litorâneos do Brasil, Universidades e colônias de pescadores, com um pequeno questionário sobre a ocorrência de tartarugas na localidade, se suas praias eram utilizadas para desova, e em que período do ano. As prefeituras também eram inquiridas sobre a utilização econômica do animal, seja a carne, o casco ou ovos.

A catalogação dos questionários levou a uma primeira conclusão: as tartarugas marinhas desovam habitualmente no Brasil a partir do litoral norte do Rio de Janeiro, até a costa do Amapá, o que já era presumível, uma vez que esse grupo de animais exige águas quentes para completar seu ciclo biológico. 0 volume da incidência de quelônios no litoral brasileiro, e sua importância científica, econômica e cultural para o país viriam a justificar a continuidade do projeto.

As tartarugas marinhas formam um amplo recurso natural de grande importância econômica e social em grande parte da costa brasileira.

0 desaparecimento ou a redução desse recurso, já em acelerado processo, causará, em curto prazo, não apenas problemas sociais mas principalmente deixará de prover grande fonte protéica de origem animal, além de valioso aproveitamento industrial e artesanal dos cascos. Isto se refletirá além da perda um patrimônio genético, que é um mal inadmissível na descontinuidade de uma importante atividade econômica.

Partindo desta justificativa, o *Projeto Tartaruga Marinha* foi definitivamente aprovado, para, no período janeiro de 1980 a dezembro de 1982, realizar um total levantamento do comportamento de quelônios nas praias brasileiras, localizando e adquirindo áreas destinadas para a proteção, em locais de desova, para que um manejo adequado seja aplicado, evitando-se assim o desaparecimento das espécies.

Pesquisa de campo

As pesquisas de campo iniciaram-se em maio de 1980, pelas praias da Paraíba escolhida por mostra aleatória, e por ser mais representativa, já que estava no centro da área de interesse. A princípio em condições bastante precárias — os oceanólogos responsáveis pelo projeto utilizava-se de equipamentos próprios, meios de transporte inadequados, e dispunham de pouca

verba. 0 levantamento por região foi feito com apoio das delegacias do IBDF nos Estados, e em conjunto com Universidades e outras instituições locais.

Em meados de 1980, o Programa PIN-Proterra destinou para o *Projeto Tartaruga Marinha* uma verba de 6 milhões de cruzeiros, para a execução da primeira e segunda fases do projeto, ou seja: levantamento de todo o litoral e delimitação das áreas destinadas à proteção e manejo das tartarugas marinhas. Mais tarde, no início deste ano, o *Projeto Tartaruga Marinha* também recebeu contribuições em equipamentos, da FAO, através de integração do atual presidente do IBDF, Mauro Reis, que há pouco mais de um ano dirigia o Projeto IBDF/FAO/PNUD.

Já de posse de grande parte do equipamento necessário, as pesquisas de levantamento das praias brasileiras foram então aceleradas.

Percorrendo cada localidade, o processo utilizado nas pesquisas somava informações de práticos e pescadores, a presença de resquícios dos animais (ovos, cascos ou objetos manufaturados) e observações técnicas pessoais (topografia, etc.). As tartarugas marinhas preferem, para desova, praias de bancos de alimentação, ou seja, regiões cobertas por algas e outros bentos; e areias com determinadas características — para a cova de postura dos ovos a tartaruga procura praias com areia de pouca compactação e onde não se apresentem pedras e raízes.

Em pouco tempo de experiência, foram adquiridas algumas técnicas que permitiram precisar melhor as informações recebidas. A primeira delas foi a de nunca se identificar como pesquisadores, principalmente de órgão governamental. Isso faria com que a equipe fosse imediatamente ligada à fiscalização e as informações seriam sonegadas. Outra técnica, que foi desenvolvida pessoalmente pelos dois encarregados pelo Projeto, foi a de filtragem de informações, que não raro incluíam elementos culturais, religiosos e folclóricos, distantes da realidade objetiva.

Apesar das várias dificuldades enfrentadas para a implantação da primeira fase do *Projeto Tartaruga Marinha,* um único dado poderia englobá-las todas: a extensão do litoral brasileiro que, entre outras conseqüências origina a escassez de informações unificadas. Tanto a forma de utilização como a nomenclatura utilizada para identificar as espécies variam de região para região. A *Chelonia mydas,* por exemplo, que desova em praias do Rio de Janeiro à Paraíba, recebe as denominações de tartaruga, tartaruga-do-mar, tartaruga-verde, tartaruga-aruanã, dipéa, jereba, suçuarana, tartaruga-pedrês e aruanã.

Nesta primeira fase de trabalho, foram percorridos cerca de 3.500 quilômetros de praia, com automóvel, lancha, e mesmo a pé. Ao final, foi possível elaborar o mapeamento constante da figura.


50°
40°
30°
0°
10°
20°
30°
Macapá
Belém
São Luis
Fortaleza
Teresina
Natal
João Pessoa
Recife
Maceió
Aracaju
Salvador
BRASIL
Brasília
Goiana
Belo Horizonte
Vitória
Rio de Janeiro
São Paulo
Curitiba
Florianópolis
Porto Alegre
Penedos de S. Pedro e S. Paulo
(área protegida)
Atol das Rocas
Fernando de Noronha
Praia de Sta Isabel
(área protegida)
PRAIA DO FORTE
(AREA PROTEGIDA)
Praia de Comboios
(área por proteger)
Protegida
Ilha da Trindade
(área por proteger)
Ilha Martin Vaz
ÁREAS CONSIDERADAS PRIMORDIAIS PARA MANUTENÇÃO DO ESTOQUE
ÁREAS CONSIDERADAS SECUNDÁRIAS PARA MANUTENÇÃO DO ESTOQUE
ÁREAS ESTUDADAS
ÁREAS POR ESTUDAR
ÁREAS CONSIDERADAS INADEQUADAS A DESOVA EFETIVA
MA-IBDF/DEPARTAMENTO DE PARQUES NACIONAIS E RESERVAS EQUIVALENTES
PROJETO TARTARUGA MARINHA
ÁREAS DE DESOVA
Escala:
Fonte:
DEPARTAMENTO DE PARQUES NACIONAIS E RESERVAS EQUIVALENTES
Data:
JULHO DE 1981

TARTARUGA MARINHA PRESERVAÇÃO A PASSOS FIRMES

EQUIPE DO PROJETO TARTARUGA MARINHA-TAMAR (Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal)

Criado em 1980 pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal - IBDF, o Projeto Tartaruga Marinha-TAMAR, tenta reverter a atual situação das Tartarugas Marinhas - a ameaça de extinção. Após 2 anos de pesquisas, foram percorridos cerca de 8.000 km da costa brasileira, o projeto localizou 7 áreas consideradas primordiais para proteção das tartarugas: Praia do Forte e adjacências, na Bahia; Comboios e 11'ha de Trindade, no Espírito Santo; Praia de Pirambú, em Sergipe; Território de Fernando de Noronha; Atol das Rocas, no Rio Grande do Norte e Praia dos Lençóis Maranhenses, no Maranhão. Foram implantadas frentes de trabalho nas 5 principais áreas de reprodução de tartarugas do Brasil e de setembro a março, equipes percorrem as praias, localizando as fêmeas no ato de postura, quando e realizado a sua marcação. Após este trabalho, as desovas são transferidas para locais seguros, onde os ovos serão incubados. Cerca de 50 dias depois nascem os filhotes, que imediatamente são devolvidos ao mar, restabelecendo assim o ciclo reprodutivo destes animais, interrompido pelo homem. Além do trabalho de marcação e coleta de ovos, as equipes do TAMAR desenvolvem semanalmente uma verdadeira caravana em prol das tartarugas, realizando palestras, exibindo filmes e slides, conscientizando aos poucos as comunidades vizinhas aos locais de desovas. Outra preocupação do TAMAR, é a ocupação desordenada que ocorre nas adjacências das praias de desovas. Para tanto, o projeto atua junto aos profissionais da área de Construção Civil, apresentando propostas para uma melhor coexistência do homem com as Tartarugas Marinhas, tentando assim amenizar o impacto que esta ocupação ira causar. Devido a essa interação, mais de 200.000 filhotes já foram soltos no mar e cerca de 30% das desovas podem permanecer com segurança nos ninhos originais. A situação das Tartarugas Ma rinhas melhorou, porém, ainda esta longe de ser estável. Ajude você também a proteger as Tartarugas Marinhas.

PROJETO TARTARUGA MARINHA
Áreas de desova, época de reprodução, técnicas de preservação

MARIA ÂNGELA MARCOVALDI *
GUY GUAGNI DEI MARCOVALDI **

INTRODUÇÃO

O Projeto Tartaruga Marinha-TAMAR, foi iniciado em 1980 com o objetivo de avaliar a situação das tartarugas marinhas na costa brasileira. Após dois anos de detalhado levantamento, foram eleitas sete áreas de reprodução consideradas essenciais para a manutenção das espécies: Reserva Biológica de Comboios, Regência e Povoação, no Espírito Santo; Ilha da Trindade, no Espírito Santo; Condomínio Parque Interlagos, na Bahia; Praia do Porte, na Bahia; Reserva Biológica de Santa Isabel (Pirambú), em Sergipe; Reserva Biológica do Atol das Rocas, no Rio Grande do Norte; Arquipélago de Fernando de Noronha, no Território Federal de Fernando de Noronha.

Foram constatadas cinco espécies desses quelônios reproduzindo-se no litoral: *Caretta caretta; Dermochelys coriacea; Chelonia mydas; Eretmochelys imbricata;* e *Lepidochelys olivacea.*

Nas bases litorâneas e no Arquipélago de Fernando de Noronha são mantidos anualmente, na época da reprodução, programas de marcação, proteção e controle de desovas. Nas demais Ilhas Oceânicas são realizados esporadicamente programas de marcação e estudos de comportamento de desova. Além disso, o TAMAR mantém um programa educacional nos lugares de atuação, através de distribuição de cartazes, camisetas, projeções de diapositivos, filmes de VT, e contratação de moradores locais para trabalharem no projeto.

• Oceanógrafa — FBCN.
•* Oceanógrafo — FBDF.
B. FBCN — Rio de Janeiro, 22:95-104, 1987

COMPORTAMENTO DE DESOVA

No período de desova, as tartarugas marinhas saem do mar normalmente à noite e vão até o limite da maré cheia para depositar seus ovos. Somente as fêmeas vão até à praia. Em uma mesma estação podem efetuar postura três a sete vezes, com intervalos de tempo entre 9 a 17 dias, de acordo com a espécie e local. Ao saírem da água, locomovem-se vagarosamente na praia à procura do lugar ideal para a construção do ninho. Normalmente procuram local não alcançável pela maré.

A segunda etapa do processo é a confecção da "cama", um buraco de grande porte, com dimensões que variam com o tamanho e comportamento do animal. Esta é feita principalmente com as duas nadadeiras anteriores, deslocando considerável quantidade de areia.

Terminada a construção da "cama", iniciam a construção da "cova", 3u "câmara de ovos", em forma de cuia, onde são colocados os ovos. É confeccionada principalmente com as nadadeiras posteriores. Enquanto uma dessas nadadeiras retira a areia, dobrando a parte terminal como uma concha, a outra faz um movimento brusco de trás para a frente, para que a areia retirada não caia novamente no buraco. O animal alterna estes movimentos até atingir a profundidade adequada. Ao conjunto da "cama" com a "câmara de ovos" chamamos de ninho.

Finalizada a construção da "cova", as tartarugas iniciam a postura, que consiste na expulsão dos ovos pela cloaca, mediante contrações facilitadas por um líquido viscoso. Para cada postura a média de ovos é de 126; foram registrados limites extremos de 14 a 207 ovos. A duração do processo varia de acordo com o desenvolvimento de cada etapa da desova, tendo diferente para as espécies.

Outro comportamento bastante comum nas várias espécies é a "meia lua", quando a tartaruga sobe e desce à praia sem efetuar nenhuma etapa Ia desova. Os machos não sobem à praia.

TÉCNICAS DE MANEJO

Nas bases litorâneas, optou-se pela transferência das desovas, no início do projeto, por ser a forma de preservação mais eficaz a curto prazo, apesar do ideal ser mantê-las na praia, removendo-as apenas em condições adversas (erosão da praia). Até o estabelecimento do TAMAR, todos

os ovos eram colhidos para consumo por pescadores e habitantes da região.

No período da desova, aproximadamente de setembro a março, equipes de técnicos patrulham as praias em questão, quando escuro, com o objetivo de surpreender uma fêmea de tartaruga marinha no ato da postura. O animal é então marcado, com plaqueta de aço inoxidável, que contém um número de identificação e o endereço do TAMAR na nadadeira anterior direita, e medido o comprimento curvilíneo longitudinal da carapaça.

Isto feito, transferem-se os ovos para uma caixa de isopor, forrando-se o fundo da mesma com areia, para diminuir os choques ocasionados pelo transporte. A largura do rastro é registrada, pois pode, com acúmulo de dados, auxiliar na caracterização da espécie.

No caso da fêmea não ser encontrada os ovos são localizados com auxílio de uma vareta fina de madeira, por tentativa e erro. O local em que a mesma afunda, geralmente coincide com a "câmara dos ovos", já que a areia torna-se fofa, devido à remoção e posterior colocação da areia efetuada pelo animal na confecção do ninho.

Além disso, pescadores das regiões em questão são contratados, na época da desova, para percorrerem trechos da praia, referentes a locais usuais de pesca, formando verdadeira corrente de pessoas ao longo dos sítios de reprodução. Os ninhos que escaparam da patrulha noturna, são trazidos por eles até à base local. Isto tem demonstrado excelentes resultados, já que utilizamos antigos coletores de ovos para trabalharem junto ao projeto, aproximando-os dos objetivos de preservação, criando forte vínculo entre o TAMAR e as COMUNIDADES.

As praias são assim revistadas todas as manhãs.

Cada base possui um cercado de incubação, construído na própria praia em local inalcançável pela maré, exposto ao sol e chuva plenos, onde os ovos são reenterrados. Nestes tenta-se manter ao máximo as condições naturais dos ninhos. Cada ninho recebe uma plaqueta de identificação e uma tela circular de 50 cm de diâmetro por 30 cm de altura. Os filhotes ao eclodirem, são contados e imediatamente levados ao mar.

É comprovado que as pequenas tartarugas nascidas em determinada praia, sempre retornam, quando adultas, para desovar. É desconhecido o mecanismo que desencadeia este comportamento, sendo o "inprinting" uma hipótese bastante aceita.

Neste caso seria essencial que percorressem o trecho ninho-mar. Por isso, os filhotes, preferencialmente, são colocados nos locais originais de postura. Nas Ilhas Oceânicas, são mantidos programas de marcação e^ estudos de comportamento, além do acompanhamento dos ninhos "in situ". No litoral, na última Campanha, 86/87, foram deixados alguns ninhos "in situ", a titulo de experiência, pois o objetivo final do TAMAR é que todos sejam deixados em seus locais de origem. Para isso, é necessária fiscalização constante da praia, ampliação da equipe em questão e finalmente conscientização dos moradores.

RESULTADOS

O TAMAR desde sua criação protegeu ao todo 233.673 ovos que geraram 133.799 filhotes, em suas bases. Cada base caracteriza-se por uma espécie que não é comum às demais, sendo a distribuição da seguinte forma, por ordem de abundância:

- Condomínio Parque Interlagos / Praia do Forte:

Caretta caretta
Eretmochelys imbricata
Lepidochelys olivacea
Chelonia mydas

- Reserva Biológica de Comboios:

Caretta caretta
Dermochelys coriacea
Eretmochelys imbricata (1 registro)

- Reserva Biológica de Santa Isabel (Pirambú):

Lepidochelys olivacea
Caretta caretta

Nas Ilhas Oceânicas só foi registrada desovando a espécie *Chelonia mydas*.

As médias de eclosão nos cercados de incubação por espécies, calculadas a partir de dados acumulados dos últimos cinco anos foram: *Caretta caretta*: 59%; *Chelonia mydas*: 75%; *Dermochelys coriacea*: 25%; *Eretmochelys imbricata*: 40%; *Lepidochelys olivacea*: 81%.

O pico de desova no litoral para as espécies *Caretta caretta*, *Lepidochelys olivacea* e *Dermochelys coriacea* são os meses de outubro, novembro e dezembro. Para a *Eretmochelys imbricata*, dezembro, janeiro e fevereiro.

Nas Ilhas Oceânicas, para a espécie *Chelonia mydas*, janeiro, fevereiro e março.

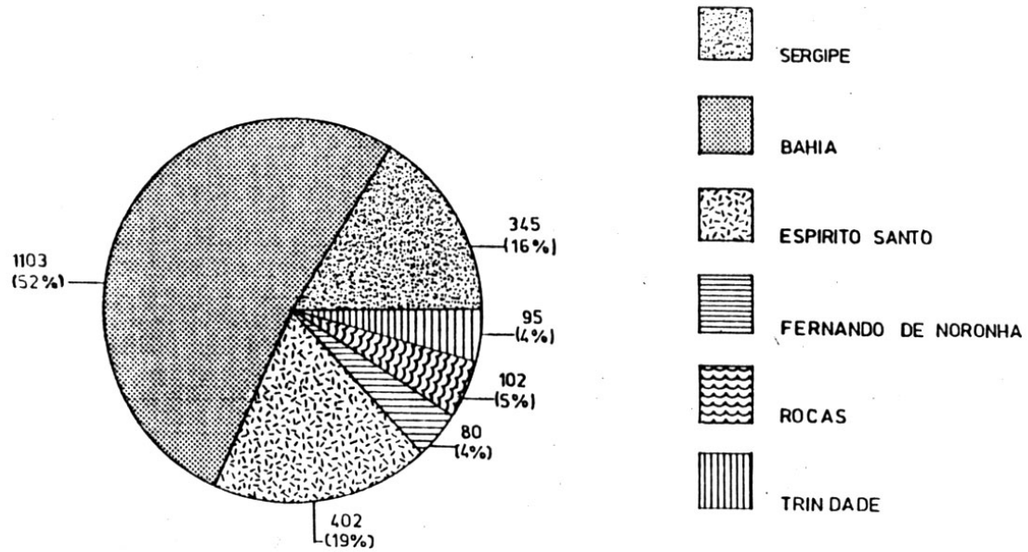
Foram marcadas, de 1982 a 1987, um total de 1.063 fêmeas, sendo:

- *Chelonia mydas:* 850
- *Caretta caretta:* 145
- *Lepidochelys olivacea:* 43
- *Eretmochelys imbricata*: 10
- *Dermochelys coriacea*: 14

O tempo de incubação dos ovos no cercado de incubação, variou de acordo com o local, período e espécie, tendo um registro mínimo de 44 dias e máximo de 72 dias.

TAMAR BRASIL

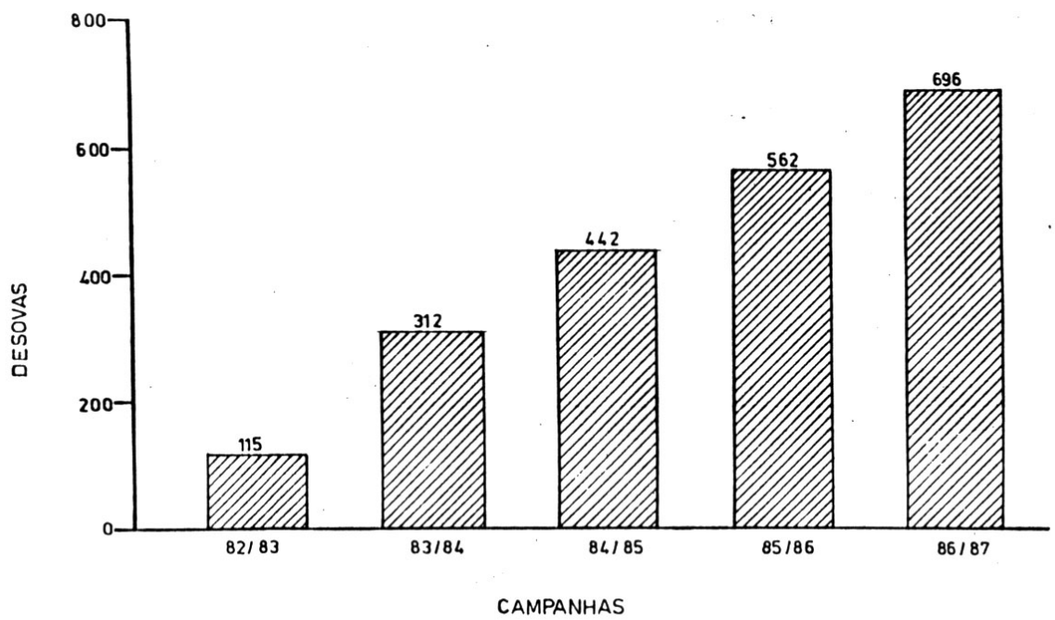
DESOVAS ACOMPANHADAS - AREA



1982 à 1987

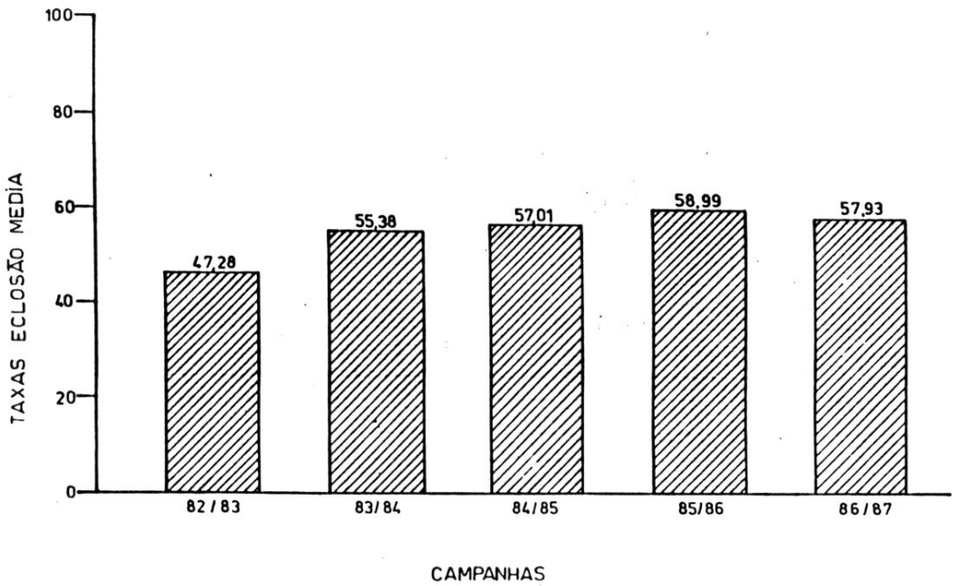
TAMAR BRASIL

DESOVAS ACOMPANHADAS _ CAMPANHAS (82 a 87)



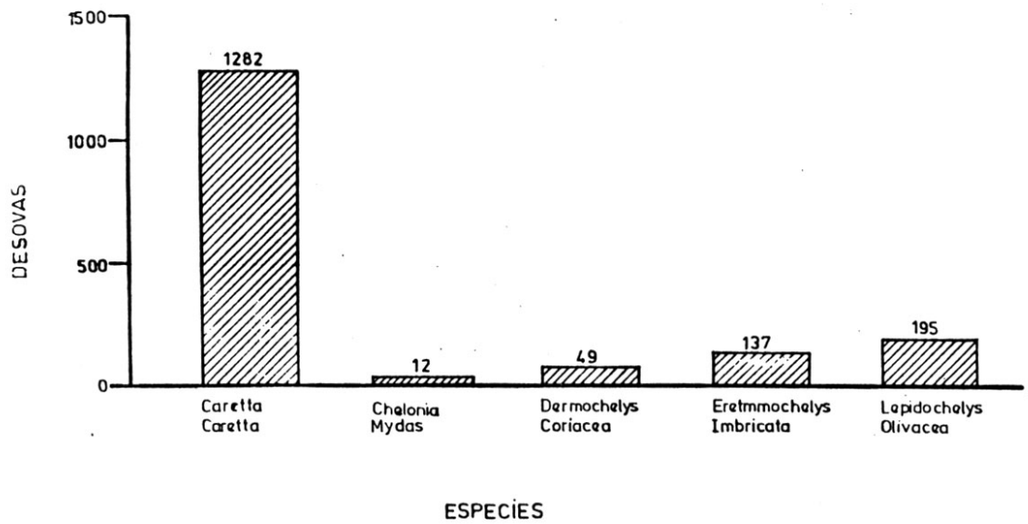
TAMAR BRASIL

TAXA ECLOSÃO _ CAMPANHA

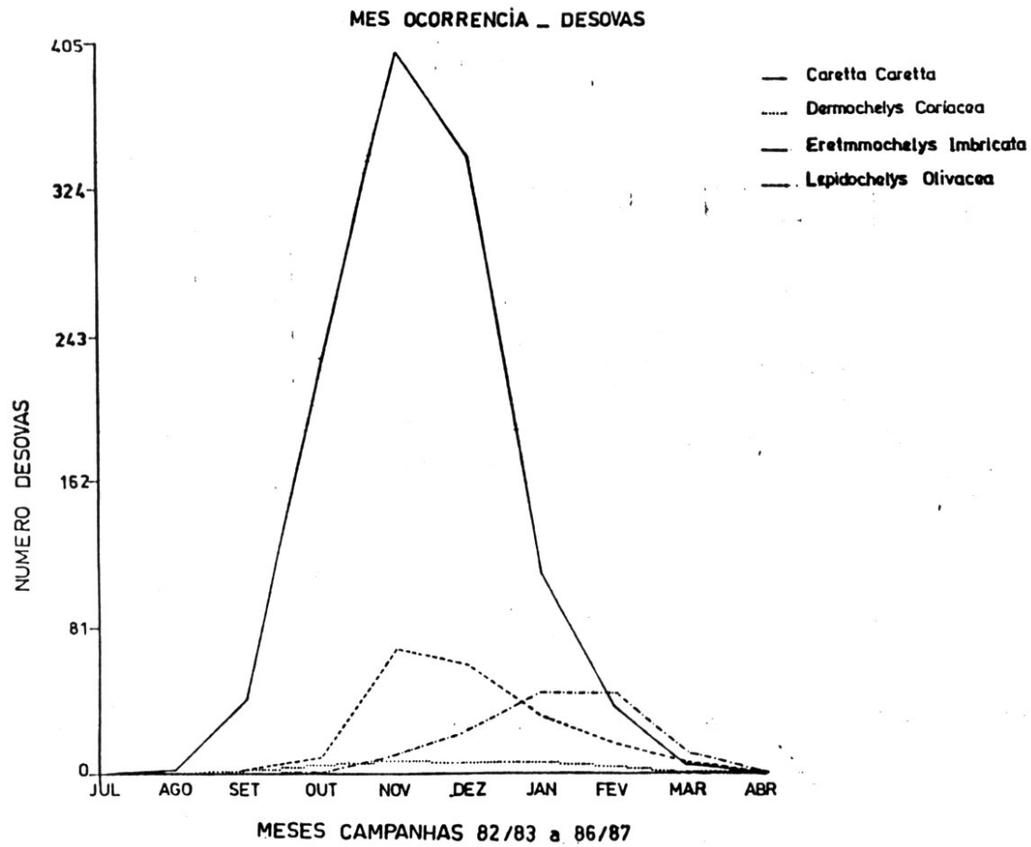


TAMAR BRASIL _ LITORAL

DESOVAS _ ESPECIE (1982 a 1987)

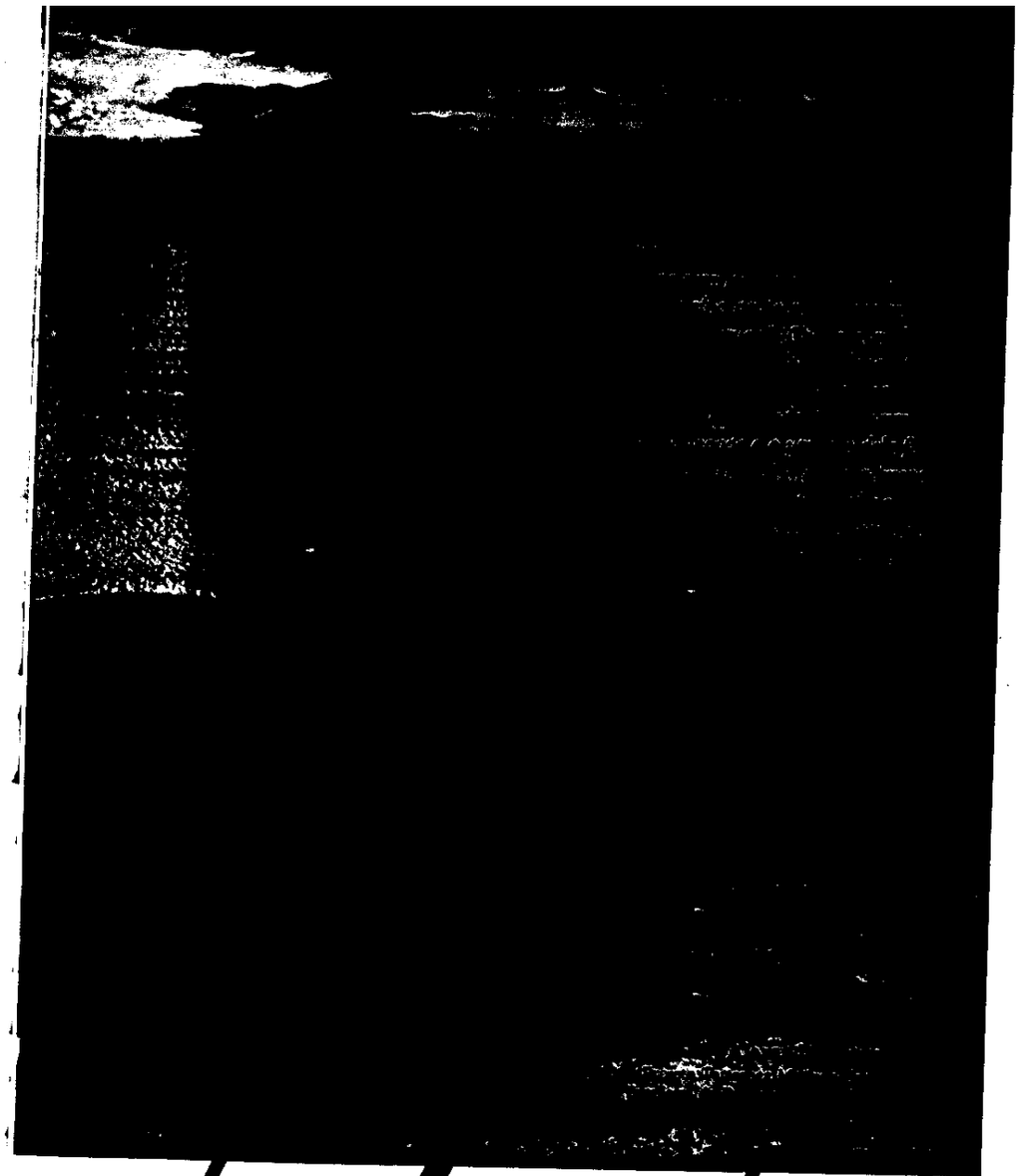


TAMAR BRASIL _ CONTINENTE





As tartaruga



s da Trindade

No oceano Atlântico, defronte ao estado do Espírito Santo, existe uma cadeia de *guyots* (montes submarinos cujos cumes chegam próximo à superfície) e os vulcões submarinos Vitória, Champlaine, Jaseur, Montague e Davis, que mergulham em direção à África. Os pontos culminantes desses vulcões, todos extintos, ficam submersos a poucas dezenas de metros da superfície, e na extremidade dessa cadeia de mais de 1.100 km de extensão surgem os únicos vestígios à superfície: os rochedos que formam o arquipélago de Martín Vaz e a ilha da Trindade (a 651 milhas da costa).

É na ilha da Trindade, com seus 8,5 km² e 620 m de altura (no pico do Desejado), que se encontra a maior população de tartarugas marinhas em reprodução no Brasil. São as tartarugas-verdes, *Chelonia mydas*, ou aruanãs, como são mais conhecidas no Brasil (figura 1).

As aruanãs, único réptil encontrado na ilha, desovam em cinco praias arenosas que arrematam o perfil abrupto da ilha e tocam as águas transparentes (até 40 m de visibilidade), pertencentes à corrente do Brasil (27° C e salinidade de 37 partes por mil).



Fig. 1. A ilha da Trindade, podendo-se ver sua topografia e as praias do Andrade, das Tartarugas, do Túnel e do Príncipe.



fotos Alexandre Filippini

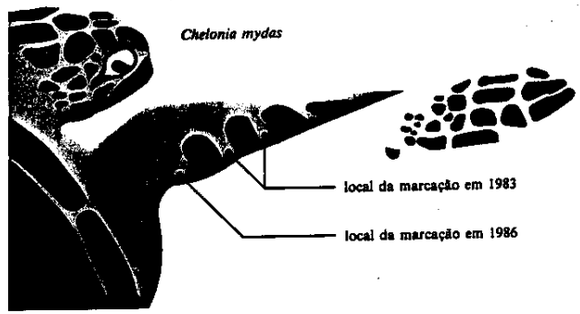
O sol da manhã realça a grande densidade de ninhos na praia do Andrade.

1982/89

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

Sem dúvida, além do isolamento da ilha e de sua geologia agreste, a grande quantidade de tartarugas que buscam suas praias na época da reprodução é o aspecto que mais chama a atenção. O número de aruanãs que chega à ilha durante essa época faz dela o maior sítio de desova entre as ilhas e a costa brasileira e um dos mais importantes do mundo para a espécie.

Essa conclusão foi obtida após duas viagens de pesquisa para avaliação da população e da ecologia das tartarugas *Chelonia mydas* dessa ilha, realizadas em 1983 e 1986 por pesquisadores do Projeto Tartaruga Marinha (Tamar), do Departamento de Parques Nacionais e Reservas Equivalentes do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) e da Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza (FBCN). Na área ocupada, na parte nordeste da ilha, funciona o Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade (POIT), instalações que possibilitaram nossa permanência no local e onde se iniciaram os trabalhos com as tartarugas.



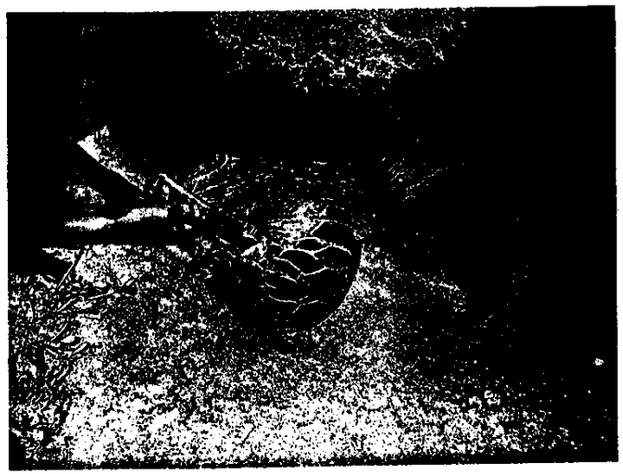


Fig. 2. Local em que as tartarugas fêmeas são marcadas pelo Projeto Tamar. Ao lado, um oceanógrafo faz a marcação de um espécime.

De comportamento noctívago, quando procuram as praias para desovar, a exemplo de todas as outras espécies de tartarugas marinhas, as aruanãs iniciam as posturas a partir do entardecer, quando a temperatura do ar e da areia já não lhes oferece perigo.

Na praia, cada fêmea, ao ser flagrada, era marcada com um grampo, através de um alicate especial, o que dava início aos estudos de avaliação da população. Os grampos de aço inoxidável — com as iniciais BR, identificando o Brasil como responsável pela pesquisa, um número e as inscrições "*advise Tamar:* Cx 07 - 0639 Brasília - Brasil" — eram aplicados no bordo interno da nadadeira anterior direita das fêmeas (pois os machos jamais são vistos fora d'água), identificando cada animal (figura 2).

Dada a grande quantidade de tartarugas, elas eram marcadas sem estar no ato de postura, ao contrário da metodologia usada em áreas de poucos espécimes. O único cuidado durante a marcação foi o de abordar o animal quando este se encontrava no mínimo a uns 30 m de distância da água. Com esse procedimento, o tempo para marcar, assegurar que o grampo estava bem preso e fazer os apontamentos em geral era suficiente; caso contrário, assustada, a tartaruga rapidamente alcançaria a água. Em 1983 foram marcadas 381 fêmeas e em 1986, 379. Em cada ano trabalhou-se durante dois meses (de meados de dezembro a meados de fevereiro de 1983 e de meados de fevereiro a meados de abril de 1986), dentro dos seis meses da temporada de desova (novembro a abril).

As pesquisas, que incluíam também a determinação do tempo de incubação, a avaliação de fecundidade, do número de desovas, de nascimentos, de predação, de mortalidade de filhotes e adultos etc$_1$, se desenvolveram nas praias do Andrade, das Tartarugas, do Túnel e do Príncipe. A praia dos Cabritos, ao norte, longe e de difícil acesso, recebeu apenas uma visita, ficando fora do programa.

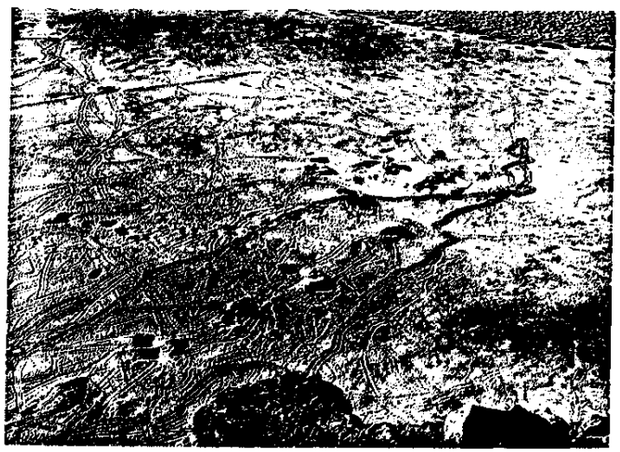
Nos meses mais importantes da reprodução (janeiro e fevereiro), estima-se que em toda a ilha, numa única noite, podem emergir às praias entre cinqüenta e sessenta fêmeas. Tal quantidade faz com que, ao final de cada temporada, praticamente não haja um único metro quadrado de areia que não tenha sido cavado e remexido várias vezes. A impressão que as praias do Andrade e das Tartarugas, as mais importantes, dão ao final de uma noite é a de uma paisagem lunar com novas e velhas crateras emaranhadas em tortuosos rastros. Tal atividade resulta num congestionamento de desovas, as quais são freqüentemente danificadas pela passagem de outras fêmeas durante a construção dos ninhos. Estima-se que mais de cinco mil desovas são depositadas e incubam anualmente nas areias da ilha. A uma profundidade situada entre 50 e 90 cm, cerca de 650 mil ovos dessas posturas geram embriões que necessitam, além do calor do sol, de umidade, fundamental para sua hidratação durante a fase de incubação; esta é assegurada pelos 'pirajás', denominação local das rápidas precipitações diárias de chuva, que duram em geral menos de cinco minutos.

Para o estudo do comportamento das desovas durante o processo de incubação e a avaliação da percentagem de eclosões e insucessos (ou perdas), nas praias das Tartarugas e do Andrade, foram localizados 45 ninhos já eclodidos. Descobriu-se que a percentagem média de nascimentos é de quase 82% dos 135 ovos que em média uma fêmea dessa espécie põe em Trindade. Esta percentagem se mostra excelente quando comparada com a das outras espécies que se reproduzem não apenas na costa do Brasil, como também em outras partes do mundo.

Entre os mais de 18% de insucessos (abrangendo ovos gorados, embriões mortos e natimortos), verificou-se que a quantidade de natimortos (9,91%) era maior que a de embriões mortos e ovos gorados somados, o que evidencia que a eclosão (rompimento da casca) e a busca da superfície pelos recém-nascidos são as etapas mais perigosas. Em outras palavras, morrem mais filhotes na eclosão e no caminho para a superfície do que em todo o processo de incubação (figura 3).

Quanto à morte de embriões (3,01%), a interpretação torna-se mais difícil, pois eles são particularmente susceptíveis a variações externas de umidade e temperatura, aos gases dissolvidos no sedimento, à granulometria e à composição da areia, bem como a fatores endógenos. Aparentemente, quanto maior o embrião, mais vulnerável se mostra em relação ao meio.





Acima, a aruanã cobre o ninho momentos antes de retornar ao mar. Seu trajeto é mostrado ao lado — observe-se a quantidade de rastros e ninhos mais antigos.

Fatores abióticos responsáveis pelas perdas são observados em desovas situadas mais próximo da superfície que o normal, em resultado da remoção da camada superficial do sedimento por outras fêmeas, quando a temperatura do mesmo aumenta e a umidade diminui. Outro fator abiótico prejudicial é a maré, que, em ninhos situados ao seu alcance, afoga recém-nascidos a caminho da superfície (levam até cinco dias para emergir). Por outro lado, a maré parece não prejudicar a incubação dos ovos, desde que sejam apenas molhados e não removidos. Observou-se, nesses casos, que a percentagem de eclosão é acima da média.

Comprovou-se também a existência de baixas entre os adultos. Às vezes a tarta-

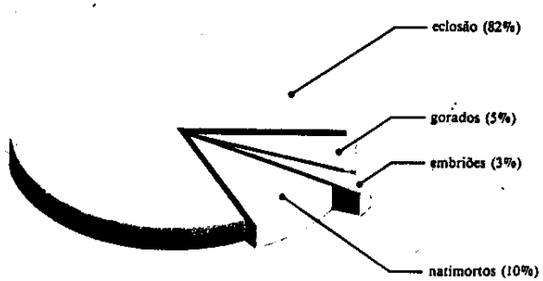


Fig. 3. Valores percentuais médios encontrados em Trindade para filhotes vivos, ovos gorados, embriões mortos e filhotes natimortos em 45 ninhos amostrados. Note-se a excelente percentagem de nascimentos bem-sucedidos.

1982/89

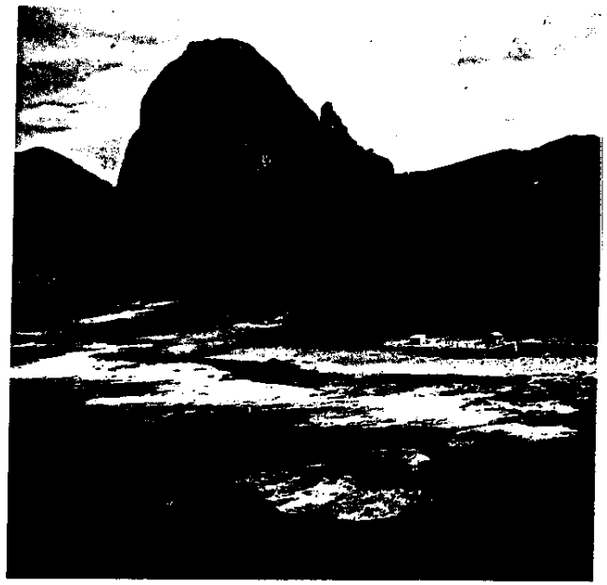
1 2 3 4
5 6 7 8
9 10



Buracos são um perigo enfrentado pelas fêmeas quando saem do mar para depositar seus ovos; neste, haviam caído duas, que puderam ser salvas; num buraco no lado, foram encontrados apenas ossos.

ruga, atrasada, tentando retornar ao mar já à luz do dia, esgotada pelo esforço de construção do ninho e expulsão dos ovos, não suporta o calor do sol e da areia, vindo a morrer no meio do caminho. Encontraram-se ossos de fêmeas na praia das Tartarugas e histórias semelhantes são relatadas por militares veteranos conhecedores da ilha.

Outro fato muito curioso observado pelos pesquisadores foi que algumas fêmeas, utilizando uma minúscula praia existente no final de um túnel, tentavam, ao final da postura, alcançar o mar situado logo à frente, ao invés de retornar pelo mesmo caminho. Nesse atalho, invariavelmente caíam em buracos existentes na rocha, sucumbindo a uma armadilha da natureza, responsável por muitas mortes. Num desses buracos, duas fêmeas ainda vivas foram encontradas e posteriormente retiradas por uma equipe de salvamento da Marinha e por pesquisadores; já num outro, havia apenas ossos.



Ao lado, vista aérea da praia do Andrade e da estação meteorológica do Posto Oceanográfico da Ilha da Trindade. Abaixo, a captura de um filhote de aruanã pelo caranguejo *Gecarcinus lagostoma*, na praia das Tartarugas.







Em Trindade não existem pastagens de algas, sendo a ilha unicamente uma área de reprodução para esses quelônios. A energia para a migração e a reprodução vem acumulada das ainda desconhecidas áreas de alimentação para essa população. As aruanãs, extremamente migratórias, com habilidades bem desenvolvidas de filopatria (retorno a uma região da costa ou ilha), realizam, para sua reprodução, uma média de cinco desovas efetuadas com intervalo internidal de 13 dias. Sendo assim, cada fêmea permaneceria na ilha no mínimo 52 dias sem comer. A isto soma-se ainda o tempo necessário para a migração de ida e volta entre as áreas de alimentação e a ilha da Trindade.

A ilha Ascensão — no meio do Atlân
co, próximo à linha do equador — tem
população mais bem conhecida de *Chel
nia mydas*, desde os estudos iniciados p
Archie Carr em 1960. Exemplares ali ma
cados já foram encontrados nas áreas
alimentação desde Vitória (ES) até o Su
name, tanto ao sul como ao norte da m
ma latitude da ilha. É provável que acc
teça o mesmo com as tartarugas da Tri
dade, havendo, após a chegada ao litor
um deslocamento ao norte da latitude
ilha, onde se misturariam com a popu
ção de Ascensão. A parte da população
escolha meridional para alimentação se d
locaria, possivelmente, até Santa Catari
Tendo formação rochosa até a divisa c
o Rio Grande do Sul, o litoral catarine
oferece boas áreas de pasto, embora a te
peratura baixa deva agir como fator lir
tante. A costa gaúcha, desprovida de p
tagens, pode ser considerada uma barre
natural para os adultos de *C. mydas*,
clusivamente herbívoros, o que já não oc
re com os juvenis (carnívoros no prime
ano de vida).

Em toda a costa brasileira existe, ape
da lei de proibição, grande número de c
turas, principalmente de indivíduos jov
de aruanãs, utilizados como alimento
populações litorâneas de baixa renda. Tr
dade, nesse caso, seria de grande import
cia do ponto de vista sócio-econômico,
gerar e fornecer esses organismos ao li
ral brasileiro.

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10

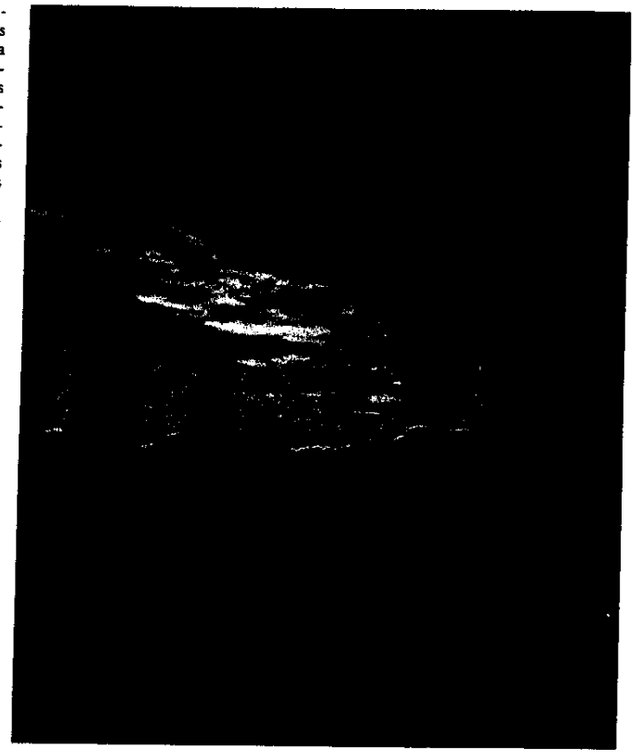
Entre 49 e 54 dias após a postura (tempo de incubação observado para os ninhos em Trindade), conforme a temperatura da areia, os filhotes emergem durante a noite, procurando rapidamente o mar. É nos meses de março e abril, os seguintes ao pico das desovas, que acontecem os nascimentos em massa das tartaruguinhas. Numa corrida louca pela sobrevivência, todas as noites centenas de filhotes cruzam as praias a caminho do mar.

É nesse momento que surge uma ameaça: antes mesmo que os recém-nascidos atinjam a água, duas espécies de caranguejos lhes fazem caça. O primeiro, de hábi-

Abaixo, o caranguejo *Grapsus grapsus* que vive nas pedras, à beira d'água, aguarda e preda filhotes de aruanã.



Jorge Alexandre Filho





No crepúsculo e ao amanhecer, mais um perigo ameaça os filhotes, este vindo do ar: a foto mostra uma fragata aguardando sua presa numa das praias da ilha da Trindade.

tos terrestres, *Gecarcinus lagostoma*, da família dos gecarcinídeos, é o verdadeiro dono da ilha. Pode ser visto em toda parte: das praias ao pico do Desejado, a 620 m de altura. Uma das razões para sua adaptação ao local é seu largo 'espectro alimentar': come detritos orgânicos, folhas, frutas, animais mortos e também filhotes de aruanãs. O segundo caranguejo, *Grapsus grapsus*, da família Grapsidae, vive nas pedras da vizinhança da água. Estima-se que as duas espécies predem aproximadamente entre 5 a 10% dos filhotes.

Ainda em terra, mas em menor escala, existe a predação pelas fragatas das espécies *Fregata ariel* e *Fregata minor*. Esta, porém, pelo pequeno número dessas aves e o fato de a captura se restringir ao nascer e ao pôr do sol — quando os filhotes também são poucos na praia —, é praticamente insignificante. Diariamente, duas ou três

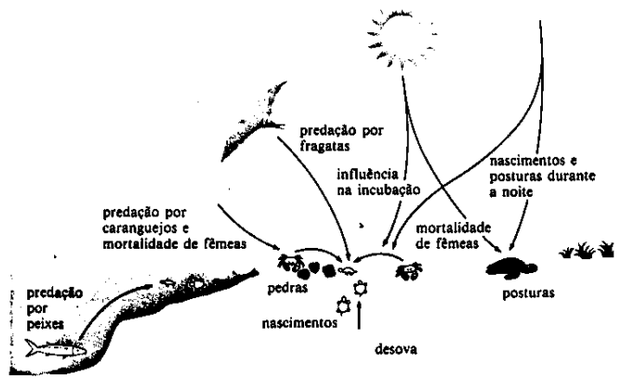


Fig. 4. Esquema funcional das posturas, predações, incubação e nascimentos de tartarugas na ilha da Trindade.

Assim, as atividades reprodutivas das tartarugas são de vital importância para toda a cadeia trófica marinha e terrestre da ilha da Trindade, onde durante seis meses no ano uma biomassa considerável de filhotes serve de alimento a peixes, crustáceos e aves.

Os filhotes que conseguem escapar dos predadores atingiriam, teoricamente em águas mais tranqüilas, o chamado 'hábitat do ano perdido' (*lost year habitat*). O ano perdido é um período de aproximadamente sete a 14 meses durante os quais os filhotes desaparecem da vista humana. Esparsas evidências corroboram a hipótese de que as tartaruguinhas passam esse período flutuando passivamente nas algas pelágicas, especialmente as das espécies *Sargassum fluitans* e *Sargassum natans*.

A estimativa do número de fêmeas que chegam anualmente à Trindade entre no-



foto Guy Marcovaldi

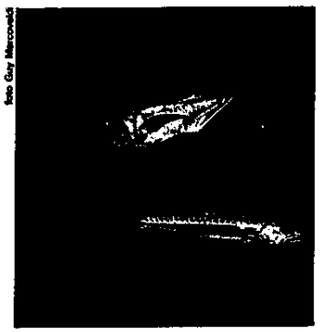


foto Guy Marcovaldi



foto Alexandre Filippini

A foto maior mostra uma barracuda nas águas cristalinas da ilha; na menor, vê-se, ao lado de outra barracuda, um xaréu-branco — sendo os dois peixes grandes predadores de filhotes de aruanã. Logo acima, a análise do conteúdo estomacal do xaréu-branco mostra que cinco filhotes tinham sido predados.

fragatas sobrevoavam a praia do Andrade e das Tartarugas na captura de filhotes, inclusive roubando-os dos caranguejos.

Mas é na água que os filhotes sofrem as maiores perdas. Só quem já mergulhou em Trindade sabe a quantidade de peixes que lá existe, formando um verdadeiro cinturão em volta da ilha. Esses predadores em potencial realizam uma verdadeira dizimação, difícil de ser avaliada. Segundo relatos de pescarias realizadas na ilha, nos estômagos de todas as espécies de peixes carnívoros, após atingirem certo tamanho, encontram-se tartaruguinhas. No conteúdo estomacal de dois xaréus-brancos, *Hynnis cubensis*, da família Carangidae, por exemplo, foi encontrado um total de dez tartaruguinhas, em diferentes estádios de digestão, resultado de diferentes refeições. As principais espécies predadoras são: xaréu-branco e xaréu-preto, *Hynnis cubensis* e *Caranx lugubrix*, respectivamente, da família dos carangídeos; badejos *Mycteroperca* sp e garoupas *Epinephelus* sp, da família serranídeos; a barracuda *Sphyraena barracuda*, da família dos esfirenídeos; e cações dos gêneros *Carcharinus* sp e *Sphyrna* sp (figura 4).

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10



Foto Alexandre Reynol

Vista das duas maiores áreas de desova da ilha da Trindade: em primeiro plano, a praia das Tartarugas; atrás, a praia do Andrade.

vembro e abril, feita a partir de estudos desenvolvidos em 1983 e 1986, é de aproximadamente mil indivíduos. Como os adultos comem em zonas de alimentação que podem cobrir extensas áreas geográficas, fazendo migrações cíclicas reprodutivas com dois a cinco anos de intervalo às praias de desova, a população total (soma das populações anuais) de fêmeas da ilha ainda é desconhecida. Seis tartarugas marcadas em 1983 remigraram para a ilha da Trindade em 1986. A remigração às ilhas para a reprodução está possivelmente relacionada com variações ecológicas nas áreas de alimentação.

Mil fêmeas, 650 mil ovos e 550 mil filhotes de *Chelonia mydas* gerados por temporada já seriam motivo suficiente para a viabilização, por meio da Marinha do Brasil, da pesquisa permanente sobre essas tartarugas. Além disso, Trindade é importante para essa população não só pela abundância de indivíduos mas por localizar-se nos limites de distribuição meridional de reprodução da espécie.

Trindade, no seu isolamento e na utilização atual que dela faz a Marinha, guarda e protege muito bem essa fantástica população de tartarugas aruanãs. Mas é fundamental que planos ocupacionais, estratégicos etc., que cedo ou tarde possam vir a modificar a situação, sejam acompanhados de planos de manejo que assegurem a ecologia marinha e terrestre. A idéia de construção de um aeroporto, por exemplo, deve ser muito bem pensada, no sentido de se dar à pista o melhor posicionamento, evitando problemas de redução das áreas de desova, perturbação das mesmas e outros resultados prejudiciais às tartarugas e a todo o ecossistema da ilha, principalmente em sua cadeia trófica.

A preservação desse fenômeno marinho sem igual em todo o nosso território, com sua importância sócio-econômica e o potencial de estudos que encerra, impõe verdadeiros sacrifícios e concessões.

As pesquisas sobre as tartarugas marinhas da ilha da Trindade estão ainda em fase embrionária e são necessários vários anos ininterruptos de estudos para que se possa avaliar sua população total, rotas migratórias, áreas de alimentação e ecologia geral. Posteriormente, as metas devem ser a criação de planos de manejo e a exploração racional dos recursos.

Por não sabermos o que podemos estar destruindo e por não conhecermos nossas necessidades futuras, a ilha da Trindade e suas tartarugas devem ser protegidas.

SUGESTÕES PARA LEITURA

ALBUQUERQUE, C. e MARCOLVALDI, G. *Relatório: Marcação da tartaruga marinha 'aruanã' na Ilha de Trindade, 1982/83 (Reptilia, Testudines, Chelonidae,* Chelonia mydas, *Linnaeus, 1758).* Brasília, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, 1983.

BARTH, R. 'Observações sobre a grande tartaruga marinha *Chelonia mydas L.* feitas na ilha da Trindade', *Anais da Academia Brasileira de Ciências,* vol. 34, 1962.

FILIPPINI, A. *Relatório das atividades de marcação, avaliação da população e ecologia da tartaruga marinha* Chelonia mydas *Linnaeus, na Ilha da Trindade — Vitória — Espírito Santo — Brasil, entre fevereiro e abril de 1986.* Projeto Tartaruga Marinha (Tamar/IBDF), 1986.

LOBO, B. 'Ilha da Trindade'. *Arquivos do Museu Nacional,* vol. 22, 1918.

1982/89

1 2 3 4 5 6 7 8 9 10



Área de desova das tartarugas na Ilha de Trindade

Estudo da ecologia da tartaruga marinha *Chelonia mydas Linnaeus*, na Ilha da Trindade

CDO: 148.1
CDU:639.248

*Alexandre Filippini**
*Hélio Antiqueira Bulhões***

RESUMO

A Ilha da Trindade, ocupada pela Marinha do Brasil e localizada a 1.100 km do litoral do Espírito Santo, constitui-se no extremo oriente do Território Brasileiro.

Sua origem é vulcânica, não possuindo qualquer ligação com a geologia continental, sendo um verdadeiro componente estrutural oceânico.

O clima é do tipo Oceânico Tropical, com as águas que a circundam pertencentes à corrente do Brasil, as quais alcançam uma transparência de até 40 metros.

Cinco praias de Trindade, conhecidas como: Praia das Tartarugas, Andrada, Túnel, Príncipe e dos Cabritos são as maiores áreas de desova da tartaruga "aruanã" (*Chelonia mydas*) do Brasil e, esta ilha enquadra-se entre os mais importantes sítios em escala mundial.

O Projeto Tartaruga Marinha – TAMAR do Departamento de Parques Nacionais e Reservas Equivalentes do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, que visa localizar, *proteger* e pesquisar as principais áreas de reprodução e alimentação desses animais no Brasil, pela segunda vez com a ajuda da Marinha do Brasil, realizou na Ilha da Trindade um trabalho de "marcação, avaliação da população e ecologia da tartaruga *Chelonia mydas*", entre fevereiro e abril de 1986.

Na Ilha da Trindade, como nas outras ilhas oceânicas brasileiras, somente uma espécie é encontrada reproduzindo-se, a aruanã ou tartaruga verde (*Chelonia mydas*). É uma espécie circuntropical, herbívora e altamente migratória, com grande capacidade de retorno ao local de nascimento (filopatria).

* Oceanógrafo do Projeto Tartaruga Marinha – TAMAR – FBCN/IBDF
** Coautor Oceanógrafo Parna Marinho Abrolhos

Possuem em média 115 cm de comprimento da carapaça e pesam até 300 kg. As fêmeas fazem 3 a 7 posturas na época de reprodução, com 130 ovos, tendo sido constatado nos locais onde foram estudadas, retornos aos sítios de desovas com intervalos de 2 a 4 anos.

INTRODUÇÃO

No Oceano Atlântico, defronte ao Estado do Espírito Santo, existe uma cadeia de guyots e vulcões submarinos denominados: Vitória, Champlaine, Montague, Jaseur e Davis, que mergulham em direção à África. Os pontos culminantes desses vulcões, todos extintos, ficam submersos a poucas dezenas de metros da superfície das águas.

Suas bases estão entre 3.000 e 5.000 m de profundidade e na extremidade dessa cadeia de mais de 1.100 quilômetros de extensão surgem os únicos vestígios visíveis à superfície: os rochedos que formam o Arquipélago de Martin Vaz e a Ilha da Trindade. Trindade localiza-se exatamente a 20 graus 30's, 29 graus 49'W ou a 1.140 quilômetros de Vitória (ES).

Em seus 8,5 quilômetros quadrados, atinge 620 m acima do nível do mar no Pico do Desejado, estando apoiada numa base de 50 km de diâmetro e circundada por uma plataforma de 2 a 4 km de distância e 200 m de profundidade.

O clima é do tipo oceânico tropical, amenizado pelos ventos alísios de E e SE. Sua temperatura média anual é de 25 graus centígrados, sendo o mês de fevereiro o mais quente do ano e setembro o mais frio. Quase todos os dias, principalmente no verão, ocorrem rápidas precipitações de chuva, em geral de menos de 5 minutos, que recebem a denominação local de "pirajá". Entre os meses de abril e outubro, a Ilha sofre invasões periódicas de frentes frias provindas do Pólo.

Trindade está longe de ser uma ilha seca, pois jamais teve problemas de água. Atualmente há três fontes principais: uma na Enseada da Cachoeira (a mais abundante), outra na Praia do Príncipe e a terceira na Enseada dos Portugueses, que é a utilizada pela população da Ilha.

As águas que a circundam são pertencentes a Corrente do Brasil, com alta salinidade (37°/oo) e alta temperatura (27 graus centígrados). Alcançam uma transparência de até 40 m, que possibilitam a observação dos organismos em seus habitats naturais.

Após a sua formação, lá chegaram pelas correntes marinhas e aéreas, por movimentos próprios ou ainda presos a outros organismos na forma de ovos, larvas, sementes, etc., variadas espécies de animais e vegetais.

Devido ao seu isolamento geográfico algumas delas adaptaram-se a tal ponto ao novo ambiente, que hoje constituem-se em espécies endêmicas.

Pelo homem, animais exóticos também foram introduzidos. Em 1700, o astrônomo inglês, Edmund Halley, soltou cabras na Ilha, que hoje vivem em estado selvagem, destruindo a vegetação e contribuindo para acentuar o processo de erosão. O cosmopolita camundongo (*Mus musculos*) também faz parte, entre outros, da referida fauna.

Entre os vegetais endêmicos encontramos a *Cyathea copelandii*, um feto arborescente ou samambaia gigante, que já formou verdadeiros bosques e atualmente se reduz a pequenos grupos isolados sobre as partes mais altas da Ilha.

Como verdadeiro dono de Trindade está um caranguejo de hábitos terrestres: *Gecarcinus lagostoma* da família Gecarcinidae, conhecido localmente por carango. Podem ser vistos por toda Ilha, nas praias ou no Pico do Desejado a 620 m de altitude. Um dos motivos da sua adaptação à Ilha é o seu largo "Espectro Alimentar".

O perfil característico abrupto da Ilha, muitas vezes termina em praias de diferentes morfologias, formadas por areia e seixos. De um total de dez, cinco dessas praias são freqüentadas, para desova, por aruanãs ou tartarugas verdes (*Chelonia mydas*) único réptil encontrado na Ilha.

NOTA DO AUTOR

Três anos se passaram desde a realização da pesquisa na Ilha da Trindade.

Nesse interim, com a continuidade das pesquisas com outra população da mesma espécie de tartaruga, descobriu-se que não poderíamos calcular o número de fêmeas anuais pelo número delas nas praias, pois do total de emergências às praias, pelo menos 50% não resultam em desovas. Ou seja, estimar-se-ia em cerca de 550 fêmeas e não 1.100.

Mas, por não ser uma conclusão definitiva e por questões de originalidade, decidi manter o texto e as conclusões do relatório de 1986.

O número de tartarugas que atingem Trindade durante a época de reprodução, fazem dela o maior sítio de desovas para as ilhas e a costa brasileira; e um dos mais importantes a nível mundial para esta espécie.

Esta conclusão foi obtida após a primeira viagem para avaliação da população e marcação da tartaruga marinha "Aruanã" na Ilha da Trindade (1982/83), por pesquisadores do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF. Essa pesquisa fez parte do Projeto Tartaruga Marinha – TAMAR, do Depto. de Parques Nacionais e Reservas Equivalentes do IBDF, que visa localizar, avaliar e proteger as áreas de reprodução e alimentação das 5 espécies de tartarugas marinhas que freqüentam o litoral brasileiro. O Projeto vem funcionando desde 1980, tendo atualmente bases de manejo em diversos locais ao longo da nossa costa.

Para dar continuidade às pesquisas do Projeto Tartaruga Marinha – TAMAR – IBDF foram enviados, com a ajuda da Marinha do Brasil, entre fevereiro à abril de 1986, dois novos pesquisadores à Ilha da Trindade.

MATERIAIS E MÉTODOS

A viagem de ida teve início na Ilha de Mocanguê, no dia 13/fev./86, a bordo do Navio Faroleiro Almirante Graça Aranha e o retorno, no dia 12/abr./86, no Navio de Desembarque de Tropas Garcia D'Ávila. Com vento e mar favoráveis, chegou-se na Ilha em 4 dias.

Durante esse tempo os pesquisadores do Projeto Tartaruga Marinha – TAMAR/Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza - FBCN e do Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal – IBDF, permaneceram na Ilha da Trindade realizando um trabalho de marcação, avaliação da população e ecologia da tartaruga "Aruanã" (*Chelonia mydas*).

Todas as noites, a partir das 20:00 h (as tartarugas marinhas só desovam a noite), as praias dessa Ilha foram percorridas a pé. Ao serem encontradas, as fêmeas eram marcadas no bordo interno da nadadeira anterior direita (com uma pequena modificação em relação à Campanha de 1982/83, Des. nº 01) com um grampo, através de um alicate especial. O grampo é de aço inoxidável, tipo médio (3 cm) e contém as iniciais "BR", indentificando o Brasil como responsável pela pesquisa, um número de ordem e as inscrições: ADVISE TAMAR – CX 07-0639 BRASÍLIA – BRASIL. Somente as fêmeas adultas são marcadas, pois os machos jamais são vistos fora d'água.

Após efetuada a marcação foram anotados, o número da marca, dia, hora, nome da praia, comprimento longitudinal curvilíneo da carapaça (com fita métrica) e apontamentos gerais do comportamento do animal.

Devido a grande quantidade de tartarugas em cada noite, as mesmas foram marcadas mesmo sem estarem no ato da postura (ao contrário da metodologia usada em áreas de poucas tartarugas). O único cuidado dos pesquisadores foi o de abordar o animal quando este se encontrava no mínimo a uns 30 metros longe da água. Assim procendo, o tempo para marcar, medir e assegurar que o grampo estava bem preso era suficiente, caso contrário, assustada a tartaruga rapidamente alcançaria a água.

A melhor maneira de se marcar, quando a fêmea ainda estava procurando um lugar adequado para depositar seus ovos, foi o de sentar-se sobre o casco do animal e esperar uma de suas paradas para descanso. Nesse momento, num rápido movimento o grampo lhe era aplicado. Esse método, porém, já não foi aplicado a uma tartaruga surpreendida no ato da desova, pois, a mesma permanece completamente imóvel, concentrada na expulsão dos ovos, não se assustando em hipótese nenhuma. Esse comportamento ocorre para todas as espécies marinhas e é o momento perfeito para realizar a marcação.



GRAMPO DE AÇO INOXIDÁVEL CONTENDO O Nº E O ENDEREÇO DO PROJETO TAMAR; E O LOCAL DA APLICAÇÃO DOS MESMOS NA FÊMEA DE *Chelonia mydas*.

GRAMPOS DE AÇO INOXIDÁVEL UTILIZADO PARA A MARCAÇÃO DAS TARTARUGA



DESENHO Nº 01

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11

O uso de lanternas foi o mais discreto possível, bem como a movimentação próxima as tartarugas ainda na fase de subida, pois, são extremamente desconfiadas, retornando ao mar ao se sentirem inseguras.

Foram obtidas medidas da largura dos rastos deixados na areia pelas tartarugas e, com auxílio de um paquímetro, foram medidos os cascos dos filhotes recém-nascidos; dados esses para estudos de diferenciação de espécies e comparação de populações, respectivamente.

Logo nos primeiros dias, foi iniciado um estudo do tempo de incubação dos ovos. Dezenove (19) estacas numeradas, com 1,5 m de comprimento, foram fincadas demarcando ninhos. O estaqueamento foi realizado na primeira semana, na tentativa de verificação do tempo de incubação, ainda na presença dos oceanógrafos na ilha. Todas as demarcações foram mapeadas e ocorrerem na Praia do Andrada, por ser a de mais fácil acesso e onde os ninhos pudessem ser mais facilmente controlados. Cada estaca foi fortemente fincada (para não serem danificadas durante a subida de outras tartarugas) a três palmos de distâncias dos ovos. Próximo ao suposto tempo de saída dos filhotes, os ninhos foram constantemente vigiados, para qualquer sinal dos nascimentos, ser facilmente percebido.

Após o nascimento e constatação do tempo de incubação, os ninhos foram cavados e contabilizados: o número de filhotes, ovos gorados (sem embrião aparente), embriões mortos (com distinção em pequenos, médios e grandes), número de natimortos e foi calculado o total de ovos pela soma desses últimos. Também foram contabilizados embriões albinos, deformados e ovos anormais, deformados com filamentos e com casca grossa.

Como dificilmente as tartaruguinhas foram flagradas nascendo, o número de filhotes foi obtido pela contagem de cascas vazias. Essas, estando às vezes bastante fragmentadas, dificultavam a obtenção do número exato de filhotes, podendo este e o total de ovos para cada ninho, estarem com uma pequena margem de erro. Já o número de natimortos, ovos gorados e embriões são exatos.

Além desses, foram também localizados e contabilizados outros ninhos nas Praias do Andrada, Príncipe e Tartarugas, totalizando 45 desovas amostradas. Para essas desovas foram anotadas, a grosso modo, condições da areia, umidade, textura a profundidade do ninho e a distância do mesmo em relação ao mar.

Em duas noites consecutivas na Praia do Andrada foram contabilizados filhotes capturados pelos *Gecarcinus lagostoma* (carango), para se quantificar o número de tartaruguinhas que não chegam a alcançar a água. No cálculo levou-se em conta o número teórico de filhotes que podem nascer por noite no pico da desova.

O Programa de Marcação foi realizado sistematicamente nas Praias do Andrada, Tartaruga, Túnel e do Príncipe, além de duas pequenas praias entre Tartaruga e Túnel, em frente ao Parcel das Tartarugas.

A Praia dos Cabritos, ao norte, longe e de difícil acesso, foi excluída do Programa, recebendo apenas uma visita. Os dois pesquisadores trabalharam separados, cada um abrangendo uma ou mais praias ou turno da noite.

Foram realizadas observações submarinas, as quais permitiram visualizar o comportamento desses quelônios e de outras espécies, como também coletou-se peixes para análises do conteúdo estomacal.

Foi dada uma atenção especial à predação de filhotes por caranguejos, aves e peixes, por se tratar de um dos pontos mais importantes da cadeia trófica da ilha e vital para a sobrevivência da espécie.

Na ocasião foram entrevistados o Sub-Oficial Meteorologista, Idael Gomes Arelas e o Cabo Meteorologista, Jacinto Altamiro Guimarães, os quais por terem visitado a ilha por 8 a 13 vezes (desde 1968 e 1973 respectivamente, 4 meses em cada oportunidade) puderam apresentar um histórico sobre as modificações ecológicas e a situação atual da ilha da Trindade.

Junto à Estação Meteorológica foram obtidas dados de direção do vento, temperatura do ar (seca e úmida), umidade do ar, temperatura da água e pluviometria para os meses de fevereiro, março e abril de 1986, para serem analisados como fatores abióticos que podem interferir ou influenciar no tempo de incubação, migração de adultos e sucesso nas eclosões.

RESULTADOS

Entre 18 de fevereiro e 12 de abril de 1986, foram marcadas na Ilha da Trindade 379 fêmeas de *Chelonia mydas*.

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11

Foram encontradas 06 fêmeas, marcadas na campanha de 1982/83, com os números: 0442, 0510, 0495, 0683 (ou 0685) e 0595, totalizando assim, 385 diferentes fêmeas.

Dos 53 dias permanecidos na Ilha, 38 noites foram aproveitadas para realizar o Programa de Marcação de Tartarugas.

Todas as tartarugas marcadas tiveram suas carapaças medidas, sendo que as menores e maiores, apresentaram respectivamente: 100 cm (3 fêmeas) e 134 cm (1 fêmea) e a carapaça de maior freqüência foi de 115 cm (47 fêmeas). (Ver Gráfico nº 03).

Nos dez primeiros dias de trabalho (18/fev. à 28/fev.) foram registradas 371 subidas, sendo 293 novas fêmeas marcadas (79%) e 78 retornos (21%), representando 55%, de um total de 677 subidas anotadas até o dia 12 de abril de 1986. Depois, a partir do dia 1º de março, o número de fêmeas nas praias, decaiu bruscamente, além da percentagem de retornos, até o final da campanha, aumentar gradativamente, passando-se o inverno com a percentagem de novas tartarugas marcadas.

Em média, foram marcadas 10 tartarugas por noite. O número recorde de fêmeas desovando numa só noite, foi de 45 (dia 25/fev./86) nas Praias do Andrada, Tartaruga e Príncipe, quando foram marcadas 38 novas fêmeas e registrados 07 retornos.

O número de fêmeas marcadas em cada praia, foi: Andrada 166, Tartaruga 115, Príncipe 51, Tûnel 36, Parcel 15 e Cabritos e Boca do Tûnel 1, cada.

O número de subidas (novas tartarugas + retornos) por praia, foi: Andrada 312, Tartarugas 200, Príncipe 79, Tûnel 58, Parcel 25, Cabritos 01 e Boca do Tûnel também 01. O número de tartarugas por praia não significou a quantidade destes animais, pois o esforço de marcação, não foi igual em todas as praias.

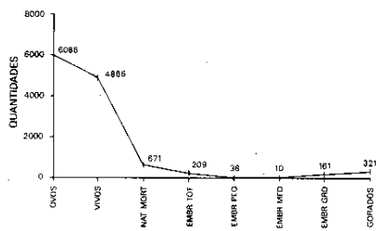
O tempo entre cada subida ou o tempo provável, entre cada desova de uma mesma tartaruga (foi registrada apenas a presença da tartaruga na praia na maioria dos casos e, não a comprovação da desova), variou de 8 a 22 dias. Apenas uma tartaruga foi flagrada no ato da postura 2 vezes consecutivas, ficando em 13 dias o intervalo intermidal.

Foi verificado que 79 tartarugas utilizaram duas ou mais praias para desovar, mas, a tendência foi de terem preferência por uma delas.

Os 45 ninhos amostrados, resultaram um total de 6.086 ovos, 4.885 filhotes, 671 natimortos, 209 embriões (subclassificados em 38 pequenos, 10 médios e 161 grandes) e 321 ovos gorados: (Ver Gráfico nº 01).

TAMAR BRASIL ILHA DA TRINDADE 86

QUANTIDADES / OVOS, VIVOS E PERDAS



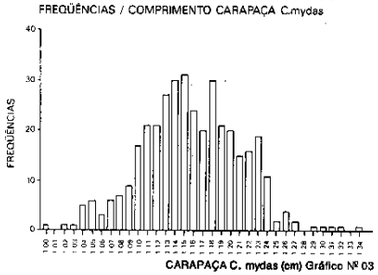
OVOS, VIVOS E PERDAS – Gráfico Nº 01

As percentagens médias para os 45 ninhos, ficaram em: 81,86% filhotes vivos, 9,91% de natimortos, 3,01% de embriões (0,63% de pequenos, 0,16% de médios e 2,23% de embriões grandes) e 5,22% de ovos gorados. (Gráfico nº 02). Apenas 18,14% em média são perdas (gorados, embriões mortos e natimortos), contra 81,86% de filhotes gerados.

Do total de 677 subidas registradas durante toda a campanha, 385 (57%) tiveram uma incidência (igual ao número de tartarugas marcadas); 187 (28%) com duas incidências; 68 (10%) com três incidências; 24 (4%) com quatro incidências; 10 (1%) com cinco incidências e apenas 3 tartarugas

TAMAR BRASIL ILHA DA TRINDADE 86

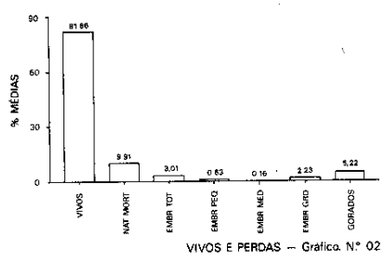
FREQÜÊNCIAS / COMPRIMENTO CARAPAÇA C.mydas



CARAPAÇA C. mydas (cm) Gráfico Nº 03

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11



VIVOS E PERDAS — Gráfico N.º 02

(0,44%) com seis incidências (cada incidência não significa uma desova, pois a fêmea pode retornar à água sem ter desovado por não estar fisiologicamente pronta para liberar os ovos – C. B. de ALBUQUERQUE e G. M. F. DEI MARCOVALDI – ou por ter se assustado durante a marcação).

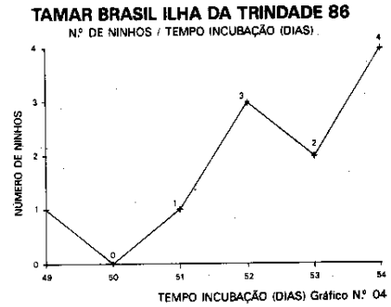
Os valores mínimos, médios e máximos para ovos, filhotes, natimortos, embriões totais e ovos gorados nas quantidades e percentagens. (Ver Tabela nº 01).

Pode ocorrer nos meses de "pico de desova" (janeiro e fevereiro) um mínimo de 45 desovas por noite e 60 subidas (as subidas nem sempre terminam em desovas). Levando-se em conta a quantidade de fêmeas, nos meses do pico da desova e em menor número, nos meses anteriores e posteriores (novembro, dezembro, março e abril), em 6 meses ocorrem aproximadamente 5.650 desovas. Multiplicadas pela média de ovos por ninho (135 ovos) resulta em 762.750 ovos, esses gerando 81,86% de filhotes que é a percentagem média, resultam por temporada reprodutiva na Ilha da Trindade, 624.387 filhotes de *Chelonia mydas*.

Se for dividido o número total de desovas (5.650) por 5, que é o número médio de posturas das fêmeas de *C. mydas* por temporada de desova, obtemos 1130 como sendo a população de fêmeas adultas que chegam à Ilha por temporada reprodutiva.

Dos 19 ninhos estaqueados, 11 tiveram o tempo de incubação determinados. O tempo mínimo e máximo de incubação foi respectivamente 49 dias (1 ninho) e 54 dias (4 ninhos), e o de maior freqüência foi de 54 dias. (Gráfico nº 04).

O estudo da predação de filhotes pelo *Gecarcinus lagostoma* (caranguejo, carango) na Praia do



TEMPO INCUBAÇÃO (DIAS) Gráfico Nº 04

TABELA 01: Quantidades e percentagens dos valores mínimos, médios e máximos de ovos, vivos e perdas (natimortos, embriões mortos e ovos gorados) em 45 ninhos amostrados.

NINHO N = 45	OVOS	VIVOS	NATIMORT	EMBRIÕES	GORADOS
SOMA	6086	4885	671	209	321
MÍNIMO	43	0	0	0	1
MÁXIMO	208	168	134	62	64
MÉDIA	135.24	108.56	14.91	4.64	7.13
		% ECLOSÃO	% NATIMORT	% EMBRIÕES	% GORADOS
N = 45					
SOMA		–	–	–	–
MÍNIMO		0	0	0	0.69
MÁXIMO		97.93	95.04	30.69	45.07
MÉDIA		81.86	9.91	3.01	5.22

Andrada, resultou numa captura de aproximadamente entre 5 a 10%.

Foram medidas a carapaça de 350 filhotes de 15 ninhos, tendo como resultados 01 filhote com 43 mm e 04 filhotes com 55 mm; respectivamente a menor e maior carapaça. A medida de maior freqüência foi de 50 mm, obtida em 110 filhotes.

Todas as noites foram observados filhotes recém-nascidos em corrida para alcançar a água, bem como sua predação por parte do *Gecarcinus lagostoma* (carango) e uma outra espécie da caranguejo *Grapsus grapsus* Família Grapsidae, de nome vulgar aratú, que existe em grande número sobre as pedras nas vizinhanças d'água. A predação pelo *G. lagostoma* ocorreu em todas as praias, enquanto que, praticamente não existe *G. grapsus* na Praia do Túnel e Praia do Príncipe pela falta do seu habitat (pedras nas proximidades da água).

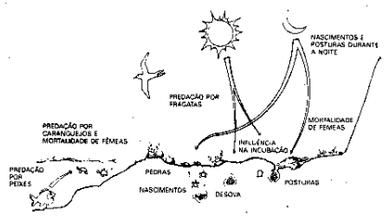
Foi verificado que a cada entardecer e amanhecer, fragatas da espécie *Fragata ariel* e/ou *Fragata minor* sobrevoavam as Praias do Andrada e das Tartarugas procurando filhotes. Esses, na praia ou mesmo na água eram capturados em vôos razantes, sendo até mesmo roubados das quelas do *G. lagostoma*. O maior número de fragatas sobrevoando as praias foi de 06 indivíduos.

Na análise do conteúdo estomacal de alguns peixes pescados na ilha, foram encontrados em 02 xarêus brancos da espécie *Hynnis cubensis* (família *Carangidae*), 10 tartaruguinhas (5 em cada xarêu), as quais apresentavam-se em diferentes estágios de digestão, resultado de diferentes refeições. As principais espécies predadoras são: Família *Carangidae: Hynnis cubensis* (xarêu branco) e *Caranx lugubris* (xarêu preto); Família *Serranidae: Mycteroperca sp* (badejos) e *Epinephelus sp* (garoupas); Família *Sphyraenidae: Sphyraena barracuda* (barracuda) e cações em geral. (Des. nº 02).

Um outro tipo de prejuízo causado aos filhotes de tartaruga marinha verificado em Trindade, foi quando em corrida para o mar, os mesmos eram virados por *Arenaria interpres* (ave da Família *Charadridae* e nome vulgar "vira-pedra") para comerem a parte restante e ainda visível do vitelo nutritivo.

Foi constatado que em todas a praias a densidade de ninhos (número de ninhos por área) é muito alta e que a cada final de época reprodutiva praticamente não existe metro quadrado de areia que

ESQUEMA FUNCIONAL DE POSTURAS, INCUBAÇÃO, PREDAÇÃO DE FILHOTES E MORTALIDADE DE FÊMEAS, NA ILHA DE TRINDADE.



DESENHO Nº 02

não tenha sido escavado e remexido várias vezes. Com isso, observou-se fêmeas que ao subirem à praia para cavar seus ninhos, muitas vezes danificavam outros ninhos, removendo e quebrando os ovos. Mesmo uma fêmea removendo apenas a camada de areia situada acima do ninho, os ovos sofrerão mais intensamente a ação do sol podendo traduzir-se em maior número de ovos gorados, embriões mortos ou natimortos e menor número de filhotes gerados. Isto foi verificado nas amostragens de 02 ninhos, que apresentaram grande número de embriões mortos por estarem os ovos, mais próximos da superfície e do calor.

Em 02 ninhos estaqueados para verificação do tempo de incubação que se encontravam na zona de alcance das marés altas, das luas nova e cheia, foi verificado que os filhotes a caminho da superfície estavam todos mortos. Como o tempo de incubação foi de até 54 dias para Trindade estes dois ninhos no mínimo receberam 3 marés grandes. As duas primeiras, em nada prejudicaram a incubação, mas, após a eclosão dos ovos, durante a busca da superfície na terceira maré grande, todos os filhotes morreram afogados.

Foi constatado em Trindade que numa minúscula praia existente na frente da extremidade Norte do Túnel (Praia da Boca do Túnel) também ocorrem desovas. As fêmeas entram pela extremidade Sul do Túnel, atravessando-o para alcançar essa praia. No entanto, algumas fêmeas após desovarem, na tentativa de alcançar a água, que fica do lado oposto à extremidade Norte do Túnel, da qual vieram, passam por uma área rochosa (atalho) onde fatalmente caem em 2 ou 3 buracos lá existentes. Num desses buracos foram encontradas 2 fêmeas

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11

ainda vivas e, num outro, apenas ossos. As 2 tartarugas foram resgatadas e uma delas marcada, foi vista 2 dias depois desovando na Praia do Túnel (diferente da Praia da Boca do Túnel). O buraco foi enchido com pedras.

Um outro tipo de mortalidade, ocorre quando as fêmeas se afastam muito da água. Além de permanecerem longo tempo à procura de um local para desovar. As vezes, já esgotadas pelo esforço despendido na postura, ao retornarem, durante o sol alto não suportam a temperatura do ar e da areia (Com. pessoal, I.G. Areias e J. A. Guimarães). Isso ocorre principalmente na Praia das Tartarugas que possui uma grande área de praia, que se extende perpendicularmente ao mar (aprox. 300 m).

Nos mergulhos realizados em Trindade avistou-se apenas uma cópula de tartarugas, no dia 02/mar./1986. Em quatro ocasiões foram avistados juvenis de *Eretmochelys imbricata* (tartaruga de pente), com aproximadamente 40 cm de carapaça. Várias vezes foram vistas fêmeas adultas de *Chelonia mydas* nadando ou dormindo entre as pedras, mas, nunca machos ou filhotes.

Em trindade, não foi comprovada influência da lua ou maré, na subida das fêmeas para a desova. Os recifes não formam atóis ou barreiras, pois chegam planos até a praia, não impedindo a subida das tartarugas, mesmo durante a maré baixa.

A vida submarina é bastante pobre em algas, celenterados, equinodermos, moluscos e crustáceos, não podendo ser considerada uma área de alimentação para quelônios.

Os dados ambientais, obtidos junto à Estação Meteorológica do POIT, permaneceram relativamente constantes nos meses de fevereiro, março e abril. Os ventos, fracos a moderados, situaram-se no primeiro e quarto quadrante (Noroeste, Norte e Nordeste). A temperatura do ar no termômetro seco, entre 06:00 e 18:00h, situou-se entre 23 e 31 graus C°. A temperatura no termômetro úmido, variou entre 21 e 26 graus C° e a umidade do ar, entre 69% e 91%.

A temperatura para a água do mar, durante as horas de insolação variou de 27 a 30 graus C°. As precipitações, principalmente os "pirajás" foram quase que diárias.

CONCLUSÕES

A ilha da Trindade é sem dúvida o maior sítio de desovas de tartarugas marinhas do Brasil, particularmente para a espécie *Chelonia mydas* e um dos mais importantes a nível mundial (G. M. F. G. DEI MARCOVALDI e I. C. B. ALBUQUERQUE).

Seu isolamento geográfico e a ocupação humana sem grandes influências e transformações físicas, contribuiram para manter a população das tartarugas, próximas do seu original (levando-se em conta a predação que ocorre no litoral brasileiro).

Se compararmos a população de *C. mydas* da ilha da Trindade com a população da ilha de Ascensão (próxima a linha do Equador, no meio do Atlântico) a mais bem conhecida população desta espécie desde estudos iniciados por Archie Carr, a partir de 1960, veremos que: tartarugas marcadas de 1960 à 1976 e mais intensamente de 1976 a 1978, foram encontradas nas áreas de alimentação desde Vitória (ES) ao Suriname, tanto para o Sul como ao Norte da mesma latitude da ilha. Provavelmente ocorre o mesmo para as tartarugas de Trindade, havendo após a chegada ao litoral, um deslocamento ao Norte da latitude da ilha, onde se misturariam com a população de Ascensão, e a parte da população de escolha meridional para alimentação, deslocariam-se possivelmente até Santa Catarina. De formação rochosa até a divisa com o Rio Grande do Sul, o litoral catarinense oferece boas áreas de pasto, embora a temperatura mais baixa deva agir como fator limitante. A costa gaúcha, desprovida de pastagens, pode ser considerada uma barreira natural para os adultos de *C. mydas*, exclusivamente herbívoros, o que não ocorre com os juvenis (no primeiro ano de vida carnívoro) e com as outras espécies de tartarugas marinhas de alimentação carnívora (A. FILIPPINI, J. C. A. THOME e P. G. HARKOT).

Caso realize 5 desovas (número médio de desovas por fêmea estabelecido para Ascensão) com 13 dias de intervalos (estabelecido em Trindade) cada fêmea permaneceria na ilha no mínimo 52 dias sem comer, somando-se ainda o tempo necessário à migração litoral-ilha-litoral, ainda desconhecido.

O período de reprodução tem início em novembro (Com. Pess. DEI MARCOVALDI) com o pico da desova, situado entre meados de janeiro a fins de fevereiro. Tem o declínio bem evidenciado do número de fêmeas a partir do começo de março. O término da desova é em fins de abril.

O nascimento dos filhotes, calcula-se, começa em fins de dezembro, tem seu auge em fins de março e todo o mês de abril, terminando em maio e junho.

O período de reprodução em Trindade é mais atrasado em relação às espécies *Caretta caretta*, *Lepidochelys olivacea* e *Dermochelys coriacea* do continente, as quais desovam de setembro a março, com picos em novembro e dezembro. Em relação à espécie *Eretmochelys imbricata* o período é aproximadamente o mesmo.

Comparando-se ainda à população de Ascensão foram observadas similaridades quanto: ao intervalo de entre posturas, para Ascensão de 12 a 14 dias e Trindade com um único registro de 13 dias. O número de desovas em média por tartarugas para Ascensão foi de 5, enquanto que em Trindade o número de subidas registrado, que pode sugerir o número de desovas, foi de 6.

Quanto a remigração à ilha para um novo período de reprodução, ficou registrado a volta de 6 fêmeas marcadas 3 anos antes. Para Ascensão, 3 anos foi também o tempo de remigração predominante, sendo também registrados intervalos com 2, 3, 4 e até 5 anos (que pode ser de falta de trabalhos, Archie Carr). Esta variação no tempo de remigração, pode ser devido à variações ecológicas nas áreas de alimentação na costa brasileira (Archie Carr). A exemplo de Ascensão as tartarugas de Trindade têm preferência para desovar numa determinada praia, mas, em menor escala usam outras.

Em Trindade e Ascensão inexistem bancos de algas, sendo as duas áreas unicamente utilizadas para reprodução. No caso de juvenis de *Eretmochelys imbricata*, de alimentação carnívora, a função da ilha é para alimentação, já que não existe reprodução desta espécie no local. A origem desses indivíduos é desconhecida.

Ficou constatado que as praias do Andrada e das Tartarugas são as mais utilizadas pelas fêmeas, e que pela grande área de areia e a quase inexistência de pedras fazem da Praia das Tartarugas a melhor área para as desovas.

Três fêmeas encontradas com a carapaça mínima de 1 metro de comprimento indicam a incorporação de novos indivíduos (recrutamento) à população adulta e também o tamanho na qual as fêmeas desta espécie desovam pela primeira vez. Fêmeas com o mínimo de 1 metro de casco, também, foram registrados em Ascensão.

Conclulu-se que nas amostragens dos 45 ninhos, que a percentagem média de quase 82% de filhotes por ninho, comparada com outras espécies e outros locais do Brasil e mesmo em outros países é relativamente alta.

Quanto às perdas, a maior quantidade de natimortos em relação ao número de embriões totais e ovos gorados, mesmo somados, evidenciaram que a eclosão e a busca da superfície são as etapas mais perigosas. Em outras palavras, morrem mais filhotes na eclosão e no caminho ninho-superfície, do que durante todo o processo de incubação.

A maior quantidade de embriões grandes, verificada em relação aos embriões pequenos e médios, mostraram existir maior vulnerabilidade daqueles, em relação ao meio ou ao processo de incubação, sendo presumivelmente mais exigentes em relação à unidade, temperatura, gases (entre as partículas de areia), granulosidade, composição de areia, etc.

Os ovos gorados (ou ovos aparentemente não fecundados), na quantidade um meio termo entre natimortos e embriões totais torna-se difícil a avaliação a olho nu do insucesso, se de origem interna ou externa, já que embriões muito pequenos podem ser confundidos com ovos gorados.

Como fatores abióticos que influenciam na embriogêneses de répteis, é cientificamente comprovado a temperatura na definição do sexo: temperaturas altas definem fêmeas e temperaturas baixas definem machos.

Pode-se concluir que as desovas situadas mais próximas da superfície do que o normal, resultante da remoção da areia por outras fêmeas, apresentam mais ovos gorados e embriões mortos, resultado de temperaturas mais altas e baixa umidade da areia.

Um outro fator abiótico responsável por perdas, foi a maré, por ter afogado recém-nascidos durante o percurso ninho-superfície. Por outro lado, a maré parece não prejudicar a incubação dos ovos, desde que sejam apenas molhados e não removidos.

Prejuízos causados aos ovos por fatores bióticos são devidos unicamente à remoção acidental por outras fêmeas. Não existe predação de ovos pelos caranguejos *Gecarcinus lagostoma*. Buracos escavados por estes, são refúgios contra o calor, em busca da umidade. Também parece não ser verdade um antigo conceito de predação de ovos por porcos introduzidos (Com. Pess. I. G. Areias e J. A. Guimarães).

A predação de filhotes de *C. mydas*, por parte das duas espécies de caranguejos: *Grapsus grap-*

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11

sus e *Gecarcinus lagostoma* é significativa (entre 5 e 10%), mas, provavelmente bem inferior a predação por peixes.

Os filhotes que alcançaram a água, terão que sobreviver aos seus maiores predadores, os peixes. A quantidade e diversidade de peixes em Trindade é grande e várias espécies após atingirem certo tamanho são predadores em potencial de filhotes de *Chelonia mydas*. "Em todas as espécies de peixes pescados em Trindade, acham-se filhotes de tartarugas no estômago" (Com. Pess. I. G. Areias e J. A. Guimarães).

Com isso, aqueles filhotes que se salvam dos caranguejos, em hipótese, sofrerão pelo cinturão de peixes que rodeiam a ilha uma verdadeira dizimação, até que consigam se afastar e entrar e águas relativamente tranqüilas. Depois disso, entrarão no chamado "Ano Perdido" quando somente depois de aproximadamente 1 ano são encontrados nas áreas de alimentação.

Em menor escala e quase insignificante, somase a predação pelas fragatas *Fregata ariel* e/ou *Fregata minor*.

Assim, as atividades reprodutivas das tartarugas em Trindade, são de vital importância para a cadeia trófica marinha e terrestre, onde durante meio ano uma biomassa considerável de filhotes servem de alimento a peixes, caranguejos e aves.

O tempo de incubação dos ovos (aparecimento dos filhotes na superfície) como para qualquer outra espécie, não é fixo, variando conforme a temperatura da areia. Temperaturas altas encurtam e, baixas prolongam o tempo de incubação. Este tempo, também pode variar conforme as dificuldades encontradas pelos filhotes no percurso ninho-superfície, o qual normalmente leva de 2 a 5 dias.

A mortalidade de adultos em terra, decorre da existência de armadilhas naturais, como buracos nas rochas e do sol vir a encontrar uma fêmea atrasada na praia. Não existe predação humana.

A importância de Trindade para esta população de *C. mydas*, não se dá só pela abundância de indivíduos, mas também por localizar-se nos limites de distribuição meridional de reprodução desta espécie (J. C. ALBUQUERQUE e G. M. F. G. DEI MARCOVALDI).

Além disso, Trindade contribui para o povoamento de quelônios no litoral brasileiro, os quais são utilizados como alimento e possuem importância econômica junto a certas populações mais pobres da costa.

É fundamental ressaltar que planos ocupacionais, estratégicos, etc., que mais cedo ou mais tarde possam modificar a situação atual da ilha, venham juntos a planos de manejo que assegurem a ecologia marinha e terrestre.

Este fenômeno marinho sem igual para todo o nosso território, sua importância sócio-econômica e o potencial de estudos que encerra, são motivos suficientes para verdadeiros sacrifícios e concessões no sentido de sua conservação.

As pesquisas das tartarugas marinhas em Trindade, estão ainda em fase embrionária e necessita-se de vários anos consecutivos de estudos para avaliação da sua população total, rotas migratórias, áreas de alimentação, ecologia geral, etc., e posteriormente, como metas, criação de planos de manejo e exploração racional dos recursos.

A ilha da Trindade e suas tartarugas devem ser protegidas por não sabermos o que podemos estar destriguindo e por não conhecermos nossas necessidades futuras.

AGRADECIMENTOS

A Diretoria de Hidrografia e Navegação - DHN, da Marinha do Brasil, que através do Capitão de Mar e Guerra Sérgio R. Cabral Velho, possibilitaram a realização da pesquisa e permanência dos pesquisadores na ilha da Trindade.

Ao Comandante da Ilha da Trindade, Capitão de Corveta Francisco Alves Noga, pelo total apoio e atenção dada aos trabalhos durante os quase 60 dias passados na ilha.

Ao Médico-Imediato, primeiro Tenente Amim Miad Waked, pelo companheirismo e, a toda a guarnição da ilha que auxiliou nos trabalhos, em especial ao Enfermeiro Gilson, ao Taifeiro Ernani e aos Metereologistas Idael e Guimarães.

Ao Comandante do Navio Faroleiro "Almirante Graça Aranha", Capitão de Fragata Heitor Wegmann da silva, pela própria viagem e auxílio na organização e liberação da mesma.

Aos persistentes Sr. Antônio Paulo Goes de Araújo e o Biólogo Edmundo Freitas Lopes, que processavam os dados em Microcomputador.

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11

Em especial, ao estagiário Oceanográfo Hélio A. Bulhões, que junto trabalhou na pesquisa com as tartarugas, durante a nossa estada na Ilha e pela obtenção de parte da bibliografia necessária a este relatório.

A Guy e Neca Marcovaldi, que durante meses trabalharam para que se concretizassem a viagem a maior população de tartarugas marinhas do Brasil.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

CARR, A. The Ascencion Island Green Turtle Colony. Copeia, 1950. III: 547-556.

The IUCN Amphibia. Reptilia Data Book. 1982. p. 136-241.

ALMEIDA, FERNANDO F. M. Geologia e Petrologia da Ilha da Trindade. Ministério das Minas e Energia do Brasil, Departamento Nacional de Produção Mineral, Divisão de Geologia e Mineralogia, 1962. Monografia. XVIII: 197.

Instruções Especiais para os Abastecedores do POIT. Ministério da Marinha do Brasil, Diretoria da hidrografia e Navegação, 1968. 48 p.

Manual of Sea Turtles Reserch an Conservation Techniques. Prepared for the Western Atlantic Turtle Symposium. Sponserede by Jocaribe, San José, Costa Rica, 1983. (127): 17-22.

MORTIMER, J. A. and CARR, A. Reproductive Ecology and Behavior of Green Turtle (*Chelonia mydas*) at Ascencion Island. National Geographic Society Research Reports, 1976. (17): 257-270.

LOBO, B. Ilha da Trindade. Conferência feita na Biblioteca Nacional, pelo prof. Bruno Lobo, no dia 18 de junho de 1918. Arquivos do Museu Nacional, 1918. XXII: 107-194.

ALMEIDA, FERNANDO F. M. As Ilhas Oceânicas Brasileiras e uma Hipótese sobre a origem do Atlântico. Anuário da Academia Brasileira de Ciências, 1965. (37): 141-145.

TINOCO, ROBERTO M. Trindade e a origem do Atlântico Sul. Revista Ciência Ilustrada, 19??. ( ): 37-45.

MOLL, D. A Proposed Origin of Nesting Location Divergence and a Shared Feeding Range in Brazilian Green Turtle Population. Copeia, 1983. (1): 121-125.

BARTH, R. Observações sobre a Grande Tartaruga Marinha *Chelonia mydas L.* Feitas na Ilha da Trindade, Anuário da Academia Brasileira de Ciências, 1962. (34/3): 404-409.

ALBUQUERQUE, C. e MARCOVALDI, G. GUAGNI. Relatório: Marcação de Tartarugas Marinhas "aruanã" na Ilha da Trindade 1982/1983. (*Reptilia Testudines Chelonidae Chelonia mydas Linnaeus 1758*). Ministério da Agricultura do Brasil, Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal, 1983.

YOUNG, J. Z. La Vida de los Vertebrados. Ed. Omega S/A, 1980.

THOME, J. C. e FILIPPINI, A. Projeto Tartaruga Marinha. Relatório das Atividades do Projeto TAMAR no Condomínio Parque Interlagos – Praia de Santa Maria, Bahia, no período de dezembro de 1983 a fevereiro de 1984. 1984.

DEI MARCOVALDI, M. A. G. e FILIPPINI, A. Relatório das Atividades do Projeto TAMAR, na Praia do Forte, Bahia e adjacências, no período de setembro de 1986 à maio de 1987. 1987.

PRITCHARD, P.; BACON, P.; BERRY, F.; FLETMEYER, J.; CARR, A.; GALLAGHER, R.; LANKJOR, R.; MARQUEZ, R.; OGREN, L.; JR, W. P.; RICHART, H. e WHITAM, R. Sea Turtle Manual of Research and Conservation Techniques. Jocaribe, San José, Costa Rica, 1982.

THOME, J. C. A.; FILIPPINI, A. e HARKOT, P. G. Ocorrências de Tartarugas Marinhas na Praia do Cassino (RS – BRASIL) e áreas vizinhas. I Semana Universitária de Oceanografia. Universidsde do Rio Grande do Sul, 1984.

BUSTARD, H. R. Sea Turtles. Willan Collins Sons and Co. Ltda. Glasgow, Great Britain, 1972.

PIEAU, C.; FRETEY, J.; RIMBLOT, F. e LESCURE, J. Influence de la Temperature d'Incubation des Oeufs sur la Differentiation Sexuelle des Tortues. Acta Zoologica et Pathologica Antuerpiensia. Maintenance and Reproduction of Reptiles in Captivity. 1984. I (78): 277-296.

1982/89

1 2 3 4
5 6 7 8
9 10 11

THE BRAZILIAN SEA TURTLE PROGRAM

Marcovaldi, Maria Angela and Guy Guagni dei Marcovaldi
Instituto Brasileiro Desenvolvimento Florestal
Salvador, Brazil 40.000

Until 1979, few things were known about Brazilian sea turtles, and almost nothing was done to assure the preservation of these animals threatened by extinction.

Some foreign surveys had described, but not very precisely, the occurrence of nesting areas on our coast, and also had recorded turtles that had been tagged in other countries or oceanic islands, such as Surinam and Ascencion Island.

In 1980, the Marine Turtles Project (TAMAR) was created by Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal; and Fundacao Brasileira para a Conservacao de Naturesa, to evaluate the real situation of these animals in Brasil.

For years, a detailed survey was conducted, in which 8,000 Km of coastline were studied, and thousands of interviews and scientific observations were made by TAMAR employees.

The main problem that threatens the marine turtles is the killing of females on the beach and the poaching of eggs. On most Brazilian beaches, very few turtles thet come up to nest succeed in their aim.

As a result of this survey, eight areas were selected and considered essential to marine turtle survival. Other beaches were recognized as being of secondary importance.

Considered essential:

1) Lencors Maranhenses, stat of Maranhao;
2) Biological Reserve of Atol das Roces; state of Rio Grande do Norte;
3) Trindade Island; state of Espirito Santo;
4) Fernando de Noronha Archipelago;
5) Biological Reserve of Santa Isabel; state of Sergipe
6) Praia do Forte and Vicinity; state of Bahia
7) Praia de Santa Maria (Interlagos); state of Bahia
8) Biological reserve of Comboios, state of Bahia.

The number of turtles that used to nest in Brazil was higher than presently. On many beaches they are now non-existent, and on other beaches few turtles remain.

In the five last stations described above, almost 150 Km, successful reproduction is being reestablished.

For lack of funds and personnel, TAMAR chose to transfer the eggs to beach hatcheries

with the contitions as close as possible to the natural ones. Since 1986, because of more education and popular participation in the regions, the project decided to keep part of the nests (30%) in their original places. No human predation occurred.

MARCOVALDI, M.Â.; MARCOVALDI, G.G. dei. The Brazilian Sea Turtle Program. In: WESTERN ATLANTIC TURTLE SYMPOSIUM, 2., 1987, Mayaguez. **Proceedings...**, [S.l.:s.n.], 1987, p 332-333.

ACOMPANHAMENTO DE DESOVAS, PROTEÇÃO E INCUBAÇÃO DE OVOS DE TARTARUGA-MARINHA EM INTERLAGOS/BA

FILLIPINI, Alexandre; THOME, João C.A. (Acadêmicos de Oceanologia – FURG) 1983-1984

Praia arenosa, de 6Km de extensão, com somente 4Km propício às desovas, o restante com barreiras de arenitos, e uma boa variação de marés (0-28m) são umas das características da praia de Interlagos, situada 40Km ao norte de Salvador, BA. A metodologia constitui em percorrer a área de estudos em horários preferenciais (picos de maré cheia) para observações de postura e marcação da fêmea, e de manhã, antes dos pescadores. Os ovos encontrados foram transportados a um viveiro de proteção e enterrados, procurando-se manter as dimensões do ninho natural (50-60cm profundidade). A primeira desova encontrada (início do trabalho) foi 7/12/83 e a última 01/04/84 (por moradores locais) sabe-se que as desovas na área iniciam-se em setembro. A primeira eclosão ocorreu em 26/01/84 e a última 27/05/84 sendo que período de incubação foi de 46,9 dias para **Caretta caretta** (45-50), 55 dias para **C. mydas** e 56 para **L. olivacea.** Dezoito desovas foram incubadas, (algumas de praias vizinhas), totalizando 2205 ovos (média de 122,5 por desova). Desse total 1164 filhotes foram soltos na praia (52,78%) sendo 933 **C.caretta** (42%) 142 **C. mydas** (6,48%) e 89 **L. olivacea** (4%). Ovos não fecundados (gorados) perfazem 31% do total (705), enquanto que 13,65% (301) são embriões mortos em várias fases de desenvolvimento. Filhotes mortos são encontrados após a abertura dos ninhos (2 dias após primeiras eclosões e representam 1,58% (35).

FILLIPINI, A.; THOMÉ, J.C.A. Acompanhamento de desovas, proteção e incubação de ovos de tartaruga marinha em Interlagos/BA. In: SEMANA UNIVERSITÁRIA DE OCEANOGRAFIA, 1., 1984. Rio Grande. Resumos..., [S.l.:s.n.], 1984, p.16.

OCORRÊNCIA, DISTRIBUIÇÃO E TÉCNICAS DE CONSERVAÇÃO DAS ESPÉCIES DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL.

Maria Ângela Guagni dei Marcovaldi
Guy Guagni dei Marcovaldi

RESUMO: Após dois anos de detalhado levantamento, o Projeto TAMAR registrou a ocorrência de 05 espécies de tartarugas marinhas no litoral brasileiro: ***Caretta caretta***, ***Eretmochelys imbricata***, ***Chelonia mydas***, ***Lepidochelys olivacea***, ***Dermochelys coriacea***.

Foi comprovada, a existência das 05 espécies até o Rio Grande do Sul, ficando as zonas de reprodução restritas a faixa litorânea de clima tropical. Foram escolhidos 07 pontos considerados essenciais para a parcial recuperação destes quelônios marinhos, ameaçados de extinção; levando-se em conta aspectos quali-quantitativos:

*Praia de Comboios ES
*Condomínio Parque Interlagos BA
*Praia do Forte BA
*Pirambú SE
*Território Federal de Fernando de Noronha
*Atol das Rocas RN

Nas áreas de desova litorâneas são desenvolvidos trabalhos de Marcação de Fêmeas Adultas no ato da postura, e transferência dos ovos para cercados de incubação.

Nas Ilhas Oceânicas desenvolve-se trabalhos de Marcação de Fêmeas no período da desova, e acompanhamento dos ninhos "IN SITU".

Endereço para contato: Rua Sorocaba, 302, Botafogo – RJ Fone 266-2214

Tempo de apresentação: 20 minutos
Observações: 1- Os trabalhos científicos serão publicados nos anais da I SEMANA NACIONAL DE OCEANOGRAFIA.
2- Os trabalhos serão entregues até o dia 10/7/07, sendo muito importante o correto preenchimento do campo de endereço para contato.
3- Os trabalhos serão apresentados diariamente no período da tarde.

MARCOVALDI, M.Â.G. dei; MARCOVALDI, G.M. dei. Ocorrência, distribuição e técnicas de conservação das espécies de tartarugas marinhas no Brasil. In: SEMANA UNIVERSITÁRIA DE OCEANOGRAFIA, 1., 1984. Rio Grande. **Anais...**, [S.l.:s.n.], 1984.

13.E.1.- PROTEÇÃO E ACOMPANHAMENTO DA TEMPORADA REPRODUTIVA 1988/1989 DE TARTARUGAS MARINHAS NA BASE DE LAGOA MONSARÁS, POVOAÇÃO, ES.

Cláudio Bellini e Antônio de P.L.S. Almeida (Projeto Tartaruga Marinha, Lagoa do Monsarás, Povoação, ES)

A Base do Projeto TAMAR-IBDF, Lagoa do Monsarás, situada ao norte da foz do Rio Doce, município de Linhares, ES,é responsável pela fiscalização e proteção das tartarugas marinhas em mais de 70 Km de extensão de praias. Possui como limites, ao Sul o Rio Doce (19°40'S) e ao norte a Barra Seca (18°30'S). É realizado um censo das ocorrências através de monitoramento diário, à noite, com veículo adaptado. Transferiu-se 95% das desovas encontradas para um cercado de incubação protegido, sendo as restantes mantidas **"in situ"** para efeito de comparação. Até o presente momento, foram registradas 379 ocorrências de quatro diferentes espécies, sendo: 362 de Caretta caretta , 14 de Dermochelys coriacea, 2 de Eretmochelys imbricata e 1 de Lepidochelys olivacea. O percentual médio de eclosão e o número de filhotes liberados por espécie foi, respectivamente: 64,92%, 17657 para C. caretta; 63,16%, 104 para D. coriacea; 70,82%, 182 para E. imbricata e 64,19%, 95 para L. olivacea. Foram analisados ainda, tempo de incubação/espécie/mês, relação tempo de transferência/eclosão e vivos e perdas. Os resultados indicam um pequeno aumento ao número de ocorrências em relação à temporada anterior devido, provavelmente, à intensificação dos trabalhos de fiscalização. A espécie C. caretta é a mais freqüente na região, seguida de D. coriacea, cuja população apresenta-se muito reduzida. As outras espécies tem ocorrências esporádicas. (IBDF-FGD).

BELLINI, C.; ALMEIDA, A.de P.L.S. de. Proteção e acompanhamento da temporada reprodutiva 1988/1989 de tartarugas marinhas na Base da Lagoa do Monsarás, Povoação, ES. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 41., 1989. Fortaleza. **Anais...**, [S.l:s.n], 1989, v.41, n.7, p.605. ref. 13-E.1.

XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ZOOLOGIA
Universidade Federal da Paraíba
JOÃO PESSOA — PARAÍBA
22 a 27 de janeiro de 1989

TARTARUGAS MARINHAS DO BRASIL: BIOLOGIA E TÉCNICAS DE PRESERVAÇÃO

MARCOVALDI, G. – 1; MARCOVALDI, M.A. – 2
1 - IBDF ;
2 - Convênio IBDF/FBCN - Instituição e endereço: S.B.N.
Ed. Palácio do Desenvolvimento, 122 andar - 70.057 - Brasília - DF

O Projeto Tartaruga Marinha-TAMAR, do Departamento de Parques Nacionais e Reservas Equivalentes, IBDF, foi iniciado em 1980, com o objetivo de avaliar a situação das Tartarugas ao longo do litoral brasileiro.

Depois de um minucioso levantamento de 02 anos, foram detectadas as principais aéreas de desova destes quelônios e distribuição das espécies.

Foram constatadas 5 espécies de tartarugas marinhas desovando no Brasil: *Chelonia mydas*, *Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea e Dermochelys coriacea*.

A época da desova varia de região para região, ficando compreendida em termos gerais, entre setembro e março no litoral e, entre dezembro e maio nas ilhas oceânicas.

A partir da implantação dos trabalhos de campo (1982), foram protegidos 378.778 ovos, que geraram 214.954 filhotes, sendo 148.703 da espécie *C. caretta*, 20.759 *C. mydas*, 1.585 *D. coriacea*, 13.526 *E. imbricata*, 24.339 *L. olivacea* e 6.042 não identificados.

A taxa média de eclosão nas diversas áreas foi de aproximadamente 57%. Foram marcadas 1.713 fêmeas adultas.

Utilizou-se no início como técnica de preservação a transferência dos ninhos das praias em questão para cercados de incubação protegidos, expostos a sol e chuva plenos.

Através do Programa de Marcação foi possível observar vários aspectos comportamentais da desova, pelo retorno dos animais até a praia.

0 tempo de incubação no cercado variou de 45 a 65 dias, de acordo com o local, espécie e época do ano.

Além dos fatores biológicos inerentes às espécies foram acompanhados os hábitos dos moradores locais com relação à tartaruga e ovos (tipo de exploração, condição sócio-econômico, meios de subsistência, etc.). Pelo perfil traçado para cada comunidade, tentou-se dentro das condições disponíveis desenvolver Programas de Educação dirigidos, através de "vídeo tapes", projeção de diapositivos, participação em festas comunitárias, cartazes, adesivos, palestras, etc. Graças a estes, o TAMAR em vários trechos da praia já pode manter as desovas "in situ".