

Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Campos (PCR-BC/Habitats)

Mamíferos, quelônios e aves

Relatório Final



Volume 8

E&P

Dez/2013



Projeto de Caracterização Regional da Bacia de Campos (PCR-BC/Habitats)

Volume 8

Mamíferos, quelônios e aves

**Revisão 4
dezembro / 2013**



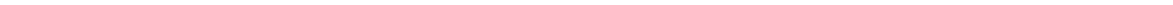
E&P

ÍNDICE GERAL

I - BIOLOGIA, INTERAÇÕES HUMANAS E CONSERVAÇÃO DE CETÁCEOS ..	1/226
1 - Introdução	1/226
2 - Aspectos biológicos	2/226
3 - Ciclo de vida	5/226
4 - Interações antrópicas e status de conservação	7/226
5 - Pesca e Aquicultura	11/226
6 - Turismo e tráfego de embarcações	12/226
7 - Exploração de Petróleo e Gás	14/226
Referências Bibliográficas	17/226
II - PESQUISA E CONSERVAÇÃO DOS CETÁCEOS NO BRASIL: CONHECIMENTO PRÉVIO E CENÁRIO ATUAL	21/226
Resumo	21/226
1 - Introdução	21/226
2 - Material e Métodos	22/226
3 - Resultados e Discussão	23/226
Referências Bibliográficas	32/226
III - DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE CETÁCEOS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA BACIA DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE PETRÓLEO DE CAMPOS..	39/226
1 - Introdução	39/226
2 - Material e Métodos	41/226
3 - Resultados	43/226
Agradecimentos	70/226
Referências Bibliográficas	70/226

IV - BIOLOGIA, ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS ...	79/226
.....	79/226
1 - Introdução	79/226
2 - Taxonomia e aspectos gerais	80/226
3 - Origem e evolução	93/226
4 - Biologia e ciclo de vida	94/226
5 - Importância ecológica e conservacionista	99/226
6 - Principais ameaças	100/226
Referências Bibliográficas	102/226
V - PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL E AS RECENTES CONTRIBUIÇÕES DA TELEMETRIA E DA GENÉTICA	115/226
1 - Introdução	115/226
2 - Material e Métodos	118/226
3 - Resultados e Discussão	121/226
4 - Conclusões	138/226
Referências Bibliográficas	140/226
VI - DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA BACIA DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE PETRÓLEO DE CAMPOS	145/226
1 - Introdução	145/226
2 - Material e Métodos	148/226
3 - Resultados e Discussão	153/226
4 - Conclusões	175/226
Agradecimentos	177/226
Referências Bibliográficas	178/226

VII - AVES MARINHAS DA REGIÃO CENTRO-NORTE FLUMINENSE: RIQUEZA, COMPOSIÇÃO, DISTRIBUIÇÃO, SAZONALIDADE E CONSERVAÇÃO	189/281
1 - Introdução	189/226
2 - Material e Métodos	191/226
3 - Resultados e Discussão	195/226
4 - Conclusões	216/226
Agradecimentos	217/226
Referências Bibliográficas	217/226
 AUTORES – VOLUME VIII	 223/226



I. BIOLOGIA, INTERAÇÕES HUMANAS E CONSERVAÇÃO DE CETÁCEOS

Introdução

As baleias e golfinhos estão presentes em quase todos os ambientes marinhos, incluindo os grandes rios e estuários (Platanistidae), plataformas continentais (Mysticeti, Phocoenidae), cânions (Physeteridae, Ziphiidae), oceanos tropicais (Delphinidae) e regiões polares no Ártico (Monodontidae, Balaenidae) e no Antártico (Mysticeti, Orcininae) (Katona e Whitehead, 1988). Por esta ampla distribuição no ambiente marinho, estes animais interagem com diferentes organismos e sistemas marinhos, o que demonstra a importância ecológica dos cetáceos.

As discussões realizadas nas reuniões anuais do Comitê Científico da Comissão Internacional Baleeira demonstram duas visões extremas entre os especialistas em cetáceos: a preservacionista e a favorável à caça. A primeira vertente considera a ideia de que o ecossistema é estável, auto-regulável, e que as espécies são todas otimamente adaptadas umas às outras quando em um ambiente sem distúrbios e, portanto, quando exploradas, causam um desequilíbrio no ecossistema. A segunda visão observa o lado utilitário desses animais que, por estarem no topo da cadeia trófica, podem ser extremamente explorados sem que ocorram significativos efeitos em todo o ecossistema, inclusive permitindo um potencial acréscimo nas populações de suas respectivas presas, muitas vezes espécies de interesse comercial.

Estas posições, associadas ao reduzido conhecimento sobre a biologia e ecologia das diversas espécies, mais especificamente sobre suas interações intra e interespecíficas e delas com as diversas atividades desenvolvidas pelo homem, sinalizam a necessidade de pesquisas científicas em escala global para compreensão da biologia das espécies e da influência das atividades humanas nos cetáceos e toda a vida marinha correlacionada. Este capítulo tem por objetivo realizar uma descrição atualizada do conhecimento sobre a biologia e ciclo de vida dos cetáceos, associando as informações existentes com as ameaças presentes e o *status* de conservação das espécies conhecidas.

Aspectos biológicos

Os cetáceos (gr. *ketos* = monstro marinho), assim como os sirênios, diferenciam-se dos demais mamíferos marinhos por passarem toda a vida na água. Esses animais habitam todos os oceanos, como também mares, estuários e rios. A mais clássica organização dos táxons agrupa as espécies na ordem Cetacea, a qual possui três subordens: Archeoceti, Mysticeti e Odontoceti. Outra sistematização mais recente agrupou estes animais na ordem Cetartiodactyla, subordem Cetacea, a qual compreende três infraordens: Archaeoceti (sem exemplares vivos), Mysticeti e Odontoceti (Rice, 2009). Esta ganhou força com o advento das análises de sequências de DNA, que associaram as baleias e golfinhos e o grupo dos Artiodactyla em um grupo monofilético. Independente da organização usualmente utilizada na literatura científica no Brasil, este capítulo adotará a última proposta de organização cladística.

As infraordens Mysticeti e Odontoceti distinguem-se em alguns aspectos. Nos mysticetos, os dentes nunca emergem das gengivas, sendo substituídos por uma série de lâminas córneas de origem dérmica (parecidas com as unhas dos primatas), denominadas barbatanas, que ficam enraizadas na porção superior da boca e têm a forma de um triângulo reto comprido. O lado externo é reto e o interno é curvo, com uma franja na extremidade, tendo a importante função de filtrar a água e reter os alimentos. A forma, a coloração, o tamanho, o número e a flexibilidade das barbatanas variam de espécie para espécie (Bannister, 2009). Os odontocetos, por sua vez, não possuem barbatanas. Geralmente os dentes são todos iguais (homodontia) e existe apenas uma dentição, aparecendo após o final da fase de amamentação e permanecendo durante toda a vida. A exceção ocorre com o boto-cor-de-rosa, que apresenta heterodontia (Silva, 1992).

O crânio dos mysticetos guarda certa simetria entre as duas porções laterais, enquanto nos odontocetos, a assimetria é marcante. Outro aspecto relevante que difere o crânio dos exemplares dessas duas infraordens é a curvatura da maxila. Nos mysticetos, a maxila apresenta convexidade voltada para a porção inferior do animal (ou seja, voltada para a cavidade bucal) enquanto nos odontocetos, esta convexidade é no sentido oposto (voltada para a região frontal) (Rommel *et al.*, 2009). Com respiração pulmonar, os cetáceos apresentam orifícios respiratórios, denominados de respiradouro ou espiráculo, localizados na região dorsal da cabeça. Nos mysticetos, esses orifícios respiratórios são em número de dois, enquanto nos odontocetos, existe apenas um, com posição e formatos típicos para cada espécie.

As diferentes espécies de cetáceos variam consideravelmente em relação ao tama-

no, havendo ainda alguma variação intraespecífica quanto ao dimorfismo sexual. Nos misticetos, cujo comprimento máximo pode variar de 16 (baleia-jubarte) a 33 metros (baleia-azul), os machos são ligeiramente menores que as fêmeas,. Entre os odontocetos, os machos são geralmente maiores que as fêmeas, sendo o comprimento variável de 1,20 (golfinho-de-Hector) a 18 metros (cachalote).

Ambos possuem corpo hidrodinâmico, favorecendo um melhor deslocamento no meio aquático. Durante a fase fetal, todos os cetáceos possuem pêlos ou vibrissas na região do rosto ou boca, que em alguns casos podem permanecer durante toda a vida (Yochem e Stewart, 2009). Essas vibrissas têm função sensorial, estando mais desenvolvidas nos misticetos. Os membros anteriores dos cetáceos são geralmente largos e em forma de remo (nadadeiras peitorais), e os posteriores ausentes. A cauda é grande, modificada em nadadeira horizontal e constitui o principal órgão propulsor de deslocamento da baleia. A maioria das espécies também desenvolveu uma nadadeira dorsal que, além de ajudar a manter o equilíbrio, pode funcionar como mais uma forma de controle da temperatura corporal, fazendo trocas de calor com o meio. A nadadeira dorsal, assim como a caudal, é formada de tecido conectivo e não possui estrutura óssea.

Para manter a temperatura corporal em torno de 37 °C, os cetáceos tiveram que desenvolver mecanismos de regulação da temperatura, como por exemplo, o corpo coberto por uma camada de gordura que, além de manter o calor, ajuda na flutuação do animal. Nos misticetos, esta camada de gordura está presente desde o nascimento, tendo alguns centímetros de espessura (podendo atingir até 50 cm na *Balaena mysticetus*), enquanto nos odontocetos, possui apenas alguns milímetros no momento do nascimento e poucos centímetros em adultos. Essa gordura também funciona como meio para armazenar energia. O controle sobre a troca de calor com o meio depende da superfície corporal que fica em contato com o meio externo e do fluxo sanguíneo nas diferentes partes do corpo (Castellini, 2009; Iverson, 2009).

A respiração é pulmonar, o que os faz vir à superfície a intervalos regulares para realizar as trocas gasosas. Uma das características mais conhecidas, principalmente das grandes baleias, é o esguicho que produzem quando, na respiração, o ar quente e úmido dos pulmões é expelido e se condensa em contato com a atmosfera, formando uma coluna de gotículas de água, que pode atingir altura de mais de seis metros. Os cetáceos possuem um tipo de tampão nasal, que fecha o orifício respiratório durante quase todo o tempo e é forçado a se abrir por contrações musculares durante a respiração. Durante o mergulho, os cetáceos suspendem a respiração, causando bradicardia

(redução na frequência dos batimentos cardíacos), e para a renovação do ar, voltam a aumentar o ritmo respiratório rapidamente. Durante o mergulho, os cetáceos utilizam somente o oxigênio retido no sangue e nos tecidos musculares.

Os cetáceos apresentam o tato, a visão e a audição bem desenvolvidos, mas o aparato olfativo, assim como o paladar, parecem bem reduzidos. Os sons prevalecem na comunicação e percepção do ambiente pelos cetáceos. O pavilhão auditivo é ausente, existindo apenas dois pequenos orifícios que ficam junto aos olhos. Sabe-se que produzem, ao menos, dois tipos de sons: os que intervêm em seu sistema de ecolocalização e as vocalizações. O sistema de ecolocalização, presente nos odontocetos, consiste de um processo no qual os animais percebem o ambiente em sua volta a partir dos ecos produzidos por emissões de sinais sonoros em altas frequências. Este sistema permite que os animais identifiquem presas, percebam as formas em sua volta e evitem predadores, além de auxiliar na navegação. Fisicamente, o mecanismo de produção do som ocorre da seguinte maneira: através da passagem de ar pelos seios aéreos, situados logo abaixo do orifício respiratório, o animal produz um som que irradia pela densa camada de gordura do melão e é transmitido na forma de ondas sonoras no ambiente aquático. Estas ondas, ao colidir com as diferentes densidades do meio, são refletidas e retornam ao emissor em diferentes velocidades, sendo primeiramente captadas pela mandíbula do golfinho e conduzidas ao ouvido interno, onde são decodificadas e transmitidas ao cérebro na forma de informações como distância, textura e tamanho dos objetos. Assim, os cetáceos passam a localizar e analisar os objetos, e conseqüentemente, se orientar de forma precisa, sem necessariamente o auxílio dos outros sentidos. Este sistema funciona em frequências que se estendem acima dos 100 kHz (Southall *et al.*, 2007). O mesmo sistema de orientação não foi observado nos mysticetos, que emitem basicamente sons de baixa frequência. Os Odontoceti produzem sons das mais variadas frequências. Os sons utilizados nas socializações são geralmente na faixa audível dos humanos, variando de poucas centenas de Hertz (Hz) a várias dezenas de kHz. Os Mysticeti geralmente produzem sons de baixa frequência nas faixas de dezenas de Hz aos vários kHz, com poucos sinais se estendendo acima dos 10 kHz (Southall *et al.*, 2007). Aparentemente, estes sons possuem, predominantemente, funções sociais, incluindo reprodução e manutenção de contato, porém podem apresentar também algum tipo de orientação espacial (Richardson *et al.*, 1995).

Conhecer os audiogramas dos cetáceos continua sendo um grande desafio para os pesquisadores. Este conhecimento contribui para o entendimento das intensidades

e faixas de frequência sonoras que são audíveis por uma determinada espécie, pois somente quando um som é percebido entre o ruído ambiente é que pode ser considerado audível (Richardson *et al.*, 1995). O conhecimento sobre a capacidade auditiva dos cetáceos e os aspectos relacionados às faixas de frequência e intensidades dos sons captados pelos aparatos auditivos destes animais têm importância no estudo da ecologia das espécies, principalmente no que concerne ao entendimento das relações intra e interespecíficas, à forma como estes animais percebem o ambiente em sua volta, além de possibilitar a compreensão sobre quais ruídos externos são melhor percebidos e mais interagem com as espécies.

A maioria dos estudos de audiometria com cetáceos foi realizada com espécimes mantidos em cativeiro e com treinamentos para responderem adequadamente aos estímulos sonoros (p.ex.: Kastelein *et al.*, 2003), mas existem ainda as técnicas eletrofisiológicas e estudos morfológicos ou por observação dos sons produzidos durante atividades de socialização (Southall *et al.*, 2007). Porém, no Brasil, algumas espécies registradas não possuem seus audiogramas bem conhecidos, existindo apenas estudos da morfologia dos ossos que compõem o ouvido interno de alguns cetáceos registrados no país (Parente *et al.*, 1999). Com o conhecimento da audiometria de cetáceos, é possível avaliar quais características sonoras apresentam interferência direta sobre a audição desses organismos e, portanto, esta categoria de pesquisa precisa ser incentivada no Brasil.

Ciclo de vida

Os cetáceos alimentam-se de maneiras variadas. A alimentação dos misticetos consiste basicamente de organismos planctônicos, especialmente o *krill* (*Euphasia superba*), embora também ocorra a ingestão de pequenos peixes, copépodos e algumas espécies de camarões. Dependendo da espécie, os misticetos podem se alimentar de três formas: abrindo a boca para capturar água e alimento, e depois, já com a boca fechada, forçando a saída de água com a língua e filtrando o alimento pelas barbatanas; uma outra maneira é nadando com a boca aberta na superfície, deixando a água e o alimento entrarem pelo espaço que existe entre as fileiras de barbatanas e depois expelindo a água por entre as barbatanas, deixando retido o alimento; ou através de movimentos da língua, que criam sucção para trazer a água e o alimento para dentro da boca, ou pressão para expelir a água e filtrar o alimento (Jefferson *et al.*, 2008).

Os odontocetos alimentam-se basicamente de peixes, lulas e crustáceos. Existe uma variedade de itens alimentares, de acordo com as famílias as quais pertencem. A maioria dos representantes da família Delphinidae são ictiófagos, porém existem alguns representantes, como as orcas, por exemplo, que alimentam-se de outros mamíferos marinhos. As famílias Physeteridae, Ziphiidae e os gêneros *Globicephala* e *Grampus* possuem hábitos alimentares predominantemente teutófagos.

Os cetáceos, como todos os mamíferos, reproduzem-se através de fecundação interna. Para favorecer a hidrodinâmica dos cetáceos, as tetas e o pênis desses organismos foram internalizados, de modo que o pênis exterioriza-se somente no momento da cópula. As fêmeas apresentam a vagina separada da uretra, se comunicando com um útero com dois compartimentos (cornos). No comportamento reprodutivo, o cortejo anterior à cópula é longo e complexo. A cópula em si é muito curta, podendo não durar mais que alguns segundos. Algumas espécies são polígamas, podendo haver competição entre machos. Apresentam baixa taxa reprodutiva, geralmente nascendo apenas um filhote, raramente dois, após um período de gestação variável de nove a 16 meses. O intervalo entre as crias varia de um a três anos em média. O período de amamentação é de pelo menos sete meses, e neste período, a mãe dedica-se integralmente ao filhote.

Observações do comportamento dos cetáceos, tanto em cativeiro como na natureza, mostram que os animais se tocam bastante durante a natação e especialmente em certas ocasiões, como por exemplo, antes do ato sexual. Os odontocetos podem apresentar estruturas sociais complexas, sendo encontrados desde indivíduos solitários até grupos de milhares de animais. O comportamento de ajuda ou socorro a indivíduos feridos ou doentes já foi observado em diversas espécies de cetáceos, e pode ser comum a todas elas. O registro de cuidado com indivíduos, mesmo depois de mortos, foi observado para o boto-cinza (Santos *et al.*, 2000).

Tanto nos misticetos como nos odontocetos, existe uma estreita relação entre fêmea e filhote. O jogo, ou a brincadeira, parece ter um papel muito importante nos grupos de indivíduos juvenis. A função deste comportamento provavelmente é preparar os juvenis para as tarefas adultas, como por exemplo, a obtenção de alimento e a defesa contra um predador.

As grandes baleias (misticetos) geralmente realizam migrações. O termo “migração”, no sentido biológico, refere-se aos deslocamentos periódicos dos animais para longe de uma região e seu retorno posterior a esta mesma região. Estas são deter-

minadas por duas necessidades vitais das espécies: a alimentação e a reprodução, e os hábitos bem diferentes que cada uma delas requer. São nas águas mais frias em direção aos pólos que as baleias encontram grandes concentrações de alimento. Movidos por sua grande necessidade calórica, os misticetos costumam escolher áreas de alimentação nestes locais, onde passam os verões acumulando uma grande quantidade de gordura.

Com a chegada do inverno, as grandes baleias geralmente precisam deslocar-se em direção à linha do Equador, à procura de águas mais quentes e de clima menos rigoroso. O banco dos Abrolhos, no sul da Bahia, é visitado regularmente todos os anos por baleias-jubarte, que buscam suas águas rasas e aquecidas para reproduzir e criar seus filhotes.

Durante seu período migratório e nas áreas de reprodução e cria, acredita-se que as baleias pouco ou nada se alimentam. As calorias necessárias à sua sobrevivência seriam retiradas principalmente de sua grossa camada de gordura.

Como as estações do ano são invertidas nos dois hemisférios, as populações de baleia possuem períodos migratórios opostos. Este fato torna pouco provável, embora não impossível, que as baleias cruzem o Equador e se unam a populações do outro hemisfério. No hemisfério sul, as baleias jubarte e franca possuem sítios de criação e reprodução bem conhecidos e monitorados na costa brasileira. A baleia-jubarte, a qual possui exemplares registrados desde o sul do país até a região Nordeste, e a baleia-franca são comumente observadas entre julho e novembro de cada ano.

Algumas espécies, como a baleia-jubarte e a baleia-franca, migram próximo à costa; outras, como a baleia-azul e a baleia-fin, escolhem rotas oceânicas. As baleias-jubarte, por exemplo, são fiéis às mesmas áreas de reprodução enquanto as baleias de hábitos alimentares mais oportunistas, como a baleia-sei, variam sua rota migratória de ano para ano.

Interações antrópicas e *status* de conservação

Humanos interagem com animais de diversas e diferentes maneiras. Moberg e Mench (2000) defendem que nas situações em que estas interações são diretas e frequentes, a qualidade destas pode apresentar consequências para ambas as partes. Discutir sobre atividades impactantes é discutir sobre aquelas atividades que oferecem riscos ou benefícios para um organismo específico ou grupos de organismos. Portanto,

levam-se em consideração aquelas interações homem-animal – seja esta direta ou indireta – onde o animal pode ser beneficiado ou prejudicado pela ação humana.

Ainda que, em alguns casos, as atividades humanas venham a beneficiar espécies de mamíferos aquáticos, estas são geralmente danosas a grande maioria das espécies. Por conta da pressão antrópica existente sobre as espécies, a comunidade científica elaborou métodos de classificação para seu *status* de conservação, sendo este conceito mundialmente disseminado com pequenas variações entre as nações. Os critérios mais conhecidos são os estabelecidos pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) que, no Brasil, foram adaptados pelo Governo Brasileiro para a elaboração de planos de ação (Rocha-Campos *et al.*, 2011). Uma lista das espécies de cetáceos com seus respectivos *status* de conservação definidos pela IUCN (IUCN, 2012) e pelo Governo Brasileiro é apresentada na Tabela 1.

Tabela 1 – Taxonomia da Subordem Cetacea com status de conservação das espécies segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) e o Governo do Brasil. Fontes: Rocha-Campos *et al.* (2011); IUCN (2012).

Classificação taxonômica	Status de conservação pela IUCN	Status de conservação no Brasil
MYSTICETI		
<i>Família</i>		
<i>Balaenidae</i>		
<i>Balaena mysticetus</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Eubalaena australis</i>	Pouco preocupante	Em perigo
<i>Eubalaena glacialis</i>	Em perigo	Sem ocorrência
<i>Eubalaena japonica</i>	Em perigo	Sem ocorrência
<i>Família</i>		
<i>Balaenopteridae</i>		
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Balaenoptera borealis</i>	Em perigo	Vulnerável
<i>Balaenoptera edeni</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Balaenoptera musculus</i>	Em perigo	Criticamente em perigo
<i>Balaenoptera omurai</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Balaenoptera physalus</i>	Em perigo	Em perigo
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Pouco preocupante	Vulnerável
<i>Família</i>		
<i>Eschrichtiidae</i>		
<i>Eschrichtius robustus</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Família</i>		
<i>Neobalaenidae</i>		
<i>Caperea marginata</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência

Continua

Continuação -Tabela 1

Classificação taxonômica	Status de conservação pela IUCN	Status de conservação no Brasil
ODONTOCETI		
<i>Família</i>		
<i>Delphinidae</i>		
<i>Cephalorhynchus commersonii</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Cephalorhynchus eutropia</i>	Quase ameaçada	Sem ocorrência
<i>Cephalorhynchus heavisidii</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Cephalorhynchus hectori</i>	Em perigo	Sem ocorrência
<i>Delphinus capensis</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Delphinus delphis</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Feresa attenuata</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Globicephala melas</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Grampus griseus</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Lagenodelphis hosei</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Lagenorhynchus acutus</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Lagenorhynchus albirostris</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Lagenorhynchus australis</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Lagenorhynchus cruciger</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Lagenorhynchus obliquidens</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Lagenorhynchus obscurus</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Lissodelphis borealis</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Lissodelphis peronii</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Orcaella brevirostris</i>	Vulnerável	Sem ocorrência
<i>Orcaella heinsohni</i>	Quase ameaçada	Sem ocorrência
<i>Orcinus orca</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Peponocephala electra</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Pseudorca crassidens</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Sotalia fluviatilis</i>	Deficiente em dados	Quase Ameaçada
<i>Sotalia guianensis</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Sousa chinensis</i>	Quase ameaçada	Sem ocorrência
<i>Sousa teuszii</i>	Vulnerável	Sem ocorrência
<i>Stenella attenuata</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Stenella clymene</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Stenella coeruleoalba</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Stenella frontalis</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Stenella longirostris</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Steno bredanensis</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Tursiops aduncus</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Tursiops truncatus</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Família</i>		
<i>Iniidae</i>		
<i>Inia geoffrensis</i>	Deficiente em dados	Quase Ameaçada
<i>Família</i>		
<i>Lipotidae</i>		
<i>Lipotes vexillifer</i>	Em perigo crítico	Sem ocorrência
<i>Família</i>		
<i>Pontoporiidae</i>		
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Vulnerável	Em Perigo

Continua

Continuação -Tabela 1

Classificação taxonômica	Status de conservação pela IUCN	Status de conservação no Brasil
<i>Família</i>		
<i>Kogiidae</i>		
<i>Kogia breviceps</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Kogia sima</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Família</i>		
<i>Monodontidae</i>		
<i>Delphinapterus leucas</i>	Quase ameaçada	Sem ocorrência
<i>Monodon monoceros</i>	Quase ameaçada	Sem ocorrência
<i>Família</i>		
<i>Phocoenidae</i>		
<i>Neophocaena phocaenoides</i>	Vulnerável	Sem ocorrência
<i>Neophocaena asiaeorientalis</i>	Vulnerável	Sem ocorrência
<i>Phocoena dioptrica</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Phocoena phocoena</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Phocoena sinus</i>	Em perigo crítico	Sem ocorrência
<i>Phocoena spinipinnis</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Phocoenoides dalli</i>	Pouco preocupante	Sem ocorrência
<i>Família</i>		
<i>Physeteridae</i>		
<i>Physeter macrocephalus</i>	Vulnerável	Vulnerável
<i>Família</i>		
<i>Platanistidae</i>		
<i>Platanista gangetica</i>	Em perigo	Sem ocorrência
<i>Família</i>		
<i>Ziphiidae</i>		
<i>Berardius arnuxii</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Berardius bairdii</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Hyperoodon ampullatus</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Hyperoodon planifrons</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados
<i>Indopacetus pacificus</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon bidens</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon bowdoini</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon carlhubbsi</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon densirostris</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Mesoplodon europaeus</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Mesoplodon ginkgodens</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon grayi</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Mesoplodon hectori</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Mesoplodon layardii</i>	Deficiente em dados	Deficiente em dados
<i>Mesoplodon mirus</i>	Deficiente em dados	Não Avaliada
<i>Mesoplodon perrini</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon peruvianus</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon stejnegeri</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Mesoplodon traversii</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Tasmacetus shepherdii</i>	Deficiente em dados	Sem ocorrência
<i>Ziphius cavirostris</i>	Pouco preocupante	Deficiente em dados

Na sequência, são apresentadas as atividades antrópicas mais comuns nos ambientes marinhos brasileiros que possuem interação com os cetáceos.

Pesca e Aquicultura

Apesar da pesca de cetáceos em águas jurisdicionais brasileiras ser proibida desde 1987 (Lei nº 7.643, de 18/12/1987), muitos espécimes tem sido registrados com indícios de interação com a atividade pesqueira (Siciliano, 1994; Monteiro-Neto *et al.*, 2000; Rosas *et al.*, 2002). Mesmo havendo diversos estudos sobre a interação de cetáceos com a pesca no Brasil, ainda não é conhecido o real impacto dessas interações para as populações existentes e o quão impactante é a atividade para a conservação das espécies. Isto se deve, provavelmente, à ausência de direcionamento das pesquisas para estudos de larga escala que possibilitem a geração de informações para áreas abrangentes do país, com envolvimento de mais de uma região.

A utilização de cetáceos como indicadores da pressão da pesca pode ser realizada através do acompanhamento das pescarias e encalhes desses animais. Para o acompanhamento das pescarias, é importante o conhecimento de termos específicos da atividade, principalmente sobre as artes de pesca e autonomia das embarcações. Di Benedito (2004) apresentou um roteiro para a realização de estudos de interações de cetáceos com atividades pesqueiras. Os cetáceos encalhados também têm sido utilizados como indicadores da pressão da pesca em determinadas regiões. Porém, estas informações podem não ser muito precisas quando são desconhecidos os aspectos dominantes das correntes nas áreas estudadas.

As formas de interação registradas são, em geral, danosas para os cetáceos e ocorrem ao longo de toda a costa brasileira. Monteiro-Neto *et al.* (2000) apontaram duas áreas de maior pressão de pesca no estado do Ceará (Nordeste do Brasil) através do acompanhamento de encalhes de espécimes de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) e golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*). O boto-cinza apresenta hábitos extremamente costeiros e, portanto, quando capturado por redes de pesca e liberados na água, não sofrem influências significativas das correntes oceânicas e, por isso, são um bom indicador das atividades de pesca realizadas nas águas costeiras. Pizzorno *et al.* (1998) registraram interações de jubartes

com a pesca na região Sudeste do Brasil, resultando em morte de baleotes pelo emalhamento em redes. Zappes *et al.* (2012) também concluíram, com base em entrevistas com pescadores, que as interações da atividade com baleias-francas (*Eubalaena australis*) na região Sul do Brasil são geralmente negativas, oferecendo riscos para a espécie e pouco impacto na atividade pesqueira. As principais formas de interação relatadas com a pesca são o emalhamento de espécimes, considerados acidentais pelo fato das espécies não serem alvos da captura, e as capturas intencionais, seja para consumo da carne ou utilização como isca para captura de espécies oceânicas. No Norte do país, espécies que habitam os rios são capturadas para a retirada dos olhos e genitálias para a comercialização como adornos relacionados a crenças populares. Como principais medidas mitigadoras para o impacto da atividade estão as campanhas de conscientização das comunidades pesqueiras, e o desenvolvimento de técnicas e tecnologias de captura de pescado menos impactantes para os cetáceos.

A aquicultura tem sido apontada como uma das causadoras de impactos nas regiões estuarinas (carcinocultura), em regiões costeiras (ostreicultura) e oceânicas. O maior impacto potencial proveniente desta atividade para os cetáceos advém do uso de substâncias químicas como medicamentos, pesticidas e hormônios sintéticos aplicados aos cultivos. Lacerda *et al.* (2011) descreveram a contribuição de mercúrio em estuário na região Nordeste do Brasil proveniente de cultivos de camarão como similares àquelas provenientes de efluentes e resíduos sólidos de centros urbanos. Bisi *et al.* (2012) analisaram a magnificação do mercúrio na cadeia trófica marinha, incluindo crustáceos, peixes e cetáceos, de três estuários do Sudeste brasileiro e verificaram concentrações da ordem de 269 ng/g em um fator de magnificação trófica maior que um. Portanto, a ausência de sistemas de tratamento de efluentes ou dimensionados inadequadamente na atividade aquícola instalada no Brasil pode apresentar consequências negativas para as populações costeiras de cetáceos, caracterizando-se como uma potencial interação negativa.

Turismo e tráfego de embarcações

O grande interesse que os mamíferos aquáticos despertam no homem, embora tenha favorecido ações voltadas à conservação das espécies, tem causado

efeitos negativos para as populações, consequência do turismo de observação desenvolvido de maneira desordenada.

De acordo com Morete *et al.* (2000), a atividade turística constitui possível ameaça à reprodução das baleias-jubartes (*Megaptera novaeangliae*) na região do Parque Nacional Marinho de Abrolhos, embora a análise dos dados do turismo tenha mostrado ligeira queda e tendência à estabilização do número total de visitantes. O tráfego de grandes embarcações na região de Abrolhos e o crescimento no número de lanchas rápidas para o turismo na região provocam aumento no risco de colisões com os animais (Rocha-Campos *et al.*, 2011).

As baleias-francas (*Eubalaena australis*) também sofrem com a presença do turismo e o aumento do tráfego de embarcações. Em Santa Catarina, onde os pares de mãe e baleote se aproximam demasiadamente das praias no período de julho a setembro, o problema mais evidente na atualidade é o molestamento por embarcações de turismo ou pesca arrendados por turistas e curiosos para observação das baleias. No Rio Grande do Sul, há registros de encalhes de indivíduos mortos com marcas que evidenciam colisão com embarcações de grande porte (Rocha-Campos *et al.*, 2011).

Em Fernando de Noronha - PE, maior área de concentração conhecida da espécie *Stenella longirostris* (golfinho-rotador), a principal ameaça à espécie é o aumento do tráfego de embarcações de turismo de observação de golfinho (Silva Jr., 1996), provocando alterações comportamentais nesses organismos. Os ruídos gerados pelas embarcações utilizadas para o transporte de turistas para áreas de concentrações de cetáceos têm sido apontados como responsáveis por alterações comportamentais em baleias.

Para a utilização de mamíferos aquáticos como indicadores da atividade de turismo, é importante um amplo conhecimento dos comportamentos e do número de indivíduos presentes na área de estudo. Portanto, trata-se de um estudo de longo prazo, não oferecendo respostas imediatas, o que não é desejado pelos órgãos reguladores. Por outro lado, em muitas áreas (Fernando de Noronha - PE, Praia de Iracema - CE e Pipa - RN, por exemplo) os golfinhos estão incluídos entre as principais atrações para os turistas. Nestes casos, estudos de abundância, comportamento e fidelidade podem ser utilizados para indicarem o impacto do turismo no local.

Exploração de Petróleo e Gás

Os impactos provenientes da exploração de petróleo e gás descritos são variáveis e estão relacionados a diversas etapas desta atividade. Dentre estas, a etapa dos estudos sísmicos tem causado grande preocupação na comunidade científica e conservacionista brasileira.

Após a abertura do mercado de exploração do petróleo no Brasil em 1997, cruzeiros para levantamento de dados sísmicos na costa brasileira foram intensificados a partir de 1999. Estudos sísmicos envolvem o uso de ruídos sonoros de alta energia na coluna d'água para análise das feições da subsuperfície marinha (Jones, 1999).

A emissão de pulsos sonoros durante os estudos sísmicos tem atraído o interesse e preocupação de pesquisadores quanto às possíveis alterações físicas e comportamentais em mamíferos marinhos. Alguns desses estudos mostraram que a realização de estudos sísmicos em águas rasas com utilização de *airgun* causa danos significativos nos ouvidos de peixes e alteração de comportamento em jubartes (McCauley *et al.*, 2000) e tem sido associada a encalhes de baleias-bicudas (Mallakoff, 2002). Outros sugerem que cachalotes alteram os padrões de vocalização e comportamento a longas distâncias da fonte de ruído (Gordon *et al.*, 2004), embora haja registros de comportamentos indiferentes (Madsen *et al.*, 2002). Numa recente análise das informações disponíveis sobre os potenciais impactos das sísmicas marítimas nos cetáceos, Parente e Araújo (2012) verificaram que mais de 70% dos estudos realizados apontaram para efeitos individuais, sendo 80% destes relativos a respostas comportamentais.

O Governo Brasileiro, preocupado com os possíveis efeitos dos pulsos sonoros gerados pela atividade sobre as espécies de mamíferos marinhos na costa do Brasil, exigiu da indústria de óleo e gás algumas medidas para redução dos possíveis impactos. Estas medidas envolveram a obrigação de realização de cruzeiros de observação de mamíferos marinhos durante os estudos sísmicos.

A realização de estudos de observação de mamíferos aquáticos apenas durante a atividade não fornece informações precisas quanto aos efeitos na distribuição e comportamento em nível populacional dos cetáceos. Por outro lado, a realização de estudos continuados em áreas de concentração de cetáceos, onde potencial-

mente podem ocorrer estudos geológicos com utilização da sísmica, pode fornecer as informações desejadas quanto à distribuição, abundância e comportamento e que reflitam os potenciais efeitos desta atividade na vida dos animais.

Richardson *et al.* (1995) sugerem a distância mínima de 1,5 km como segura para a realização dos estudos sísmicos com poucos efeitos sobre os mamíferos aquáticos. As técnicas visuais de observação não permitem que essa distância seja assegurada, minimizando o efeito mitigador das observações realizadas apenas durante a atividade de prospecção do petróleo com o método sísmico.

Estudos recentes mostram uma boa utilização de técnicas de bioacústica para o monitoramento de mamíferos aquáticos, permitindo a identificação de espécies a distâncias superiores a 1,5 km. Estas técnicas de monitoramento, chamadas de Monitoramento Acústico Passivo, precisam ser investigadas no Brasil, para então, serem implementadas durante a realização de estudos sísmicos como um incremento às medidas mitigadoras atualmente adotadas.

Nas etapas de perfuração e produção de óleo, existem duas abordagens principais da exposição de cetáceos: (a) contaminação por contato (na pele ou membranas mucosas) ou (b) ingestão de substâncias diretamente ou por acumulação em presas. A possibilidade da contaminação por contato em cetáceos é pouco provável, sendo relatada apenas para mamíferos marinhos com pelos e afetando principalmente a capacidade termo-regulatória do animal atingido (Geraci, 1990). Geraci e St. Aubin (1982; 1985) inferiram que a epiderme dos cetáceos não seria afetada pelo óleo e seus compostos voláteis, e se a pele fosse rompida, a exposição ao óleo bruto não impediria o processo de cicatrização.

Nos mysticetos, a ingestão direta pode ocorrer durante a atividade de alimentação, com a incrustação de óleo nas barbatanas e consequente redução de sua capacidade filtradora (Hansen, 1985). Investigações sobre óleo bruto mostraram uma redução na eficiência de filtração de 85 % na baleia-da-Groenlândia (Engelhardt, 1985). Observações semelhantes foram feitas com a baleia-fin e a baleia-cinza.

Nos odontocetos, o mais comum é a acumulação por ingestão de presas contaminadas. A grande exigência de alimentos pelos cetáceos os força a procurar áreas com grande densidade de presas. Assim, a alta exigência de alimento provavelmente fará os odontocetos suscetíveis a reduções de curto e longo prazo da disponibilidade de alimentos, o que aumentará o risco de morte por inanição e o risco de redução no desempenho reprodutivo.

A maioria dos hidrocarbonetos associados com derramamentos de óleo contém uma porção de compostos leves que se evaporam rapidamente a partir da superfície da mancha. Os cetáceos, como organismos pulmonados, inalam ar o mais próximo possível da superfície do mar para minimizar o seu tempo na superfície. Existe então a possibilidade de vapores de petróleo serem inalados neste momento.

Os vapores de petróleo certamente podem causar a morte em níveis acima de 10.000 ppm; inflamação, hemorragia e congestão dos pulmões a níveis de até 1.000 ppm; e demonstraram causar distúrbios do sistema nervoso central, degeneração cerebral, dano hepático, dano adrenal, pneumonia aguda fatal e falência reprodutiva (Engelhardt, 1983; Geraci e St. Aubin, 1990; Geraci *et al.*, 1993). Contudo, as verdadeiras implicações em relação à contaminação por óleo nos cetáceos durante um evento de derramamento são pobremente documentadas.

Não há nenhuma evidência conclusiva de que há impactos agudos ou crônicos que resultem da contaminação associada com eventos de derramamento de óleo para os cetáceos. Há, no entanto, registros de níveis acima do normal de mortalidades que ocorreram durante os eventos de derramamento de óleo.

O derramamento no Canal de Santa Bárbara, Califórnia, EUA, em 1969, relatou quatro golfinhos, seis baleias e várias focas levadas para a terra, logo após o incidente (Brownell, 1971). Depois do derramamento de óleo do Exxon Valdez, em outubro de 1989, 26 baleias-cinza, cinco golfinhos, duas baleias-minke, uma baleia-fin e três baleias não identificadas foram levados mortos para a terra (Loughlin *et al.*, 1996).

A baleia-fin, a baleia-jubarte, o golfinho-nariz-de-garrafa e outros cetáceos foram observados entrando em áreas com óleo, nadando e comportando-se normalmente (Geraci, 1990). No entanto, em testes controlados, o golfinho-nariz-de-garrafa cativo, presumivelmente usando a visão, pôde detectar a diferença entre uma superfície de água com óleo e uma não contaminada (Geraci *et al.*, 1993).

Referências Bibliográficas

- Bannister, J.L., 2009. Baleen Whales (Mysticetes). Pp. 80-89. In: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition), Academic Press, London.
- Bisi, T.L.; Lepoint, G.; Azevedo, A.F.; Dorneles, P.R.; Flach, L.; Das, K.; Malm, O.; Lailson-Brito, J., 2012. Trophic relationships and mercury biomagnification in Brazilian tropical coastal food webs. *Ecological Indicators* 18, 291-302.
- Brownell, R.L., 1971. Whales, dolphins and oil pollution. Pp. 255-76. In: D. Straughan (Ed.) *Biology and Bacteriology*. Vol. 1. Biological and Oceanographical Survey of the Santa Barbara Channel Oil Spill, 1969-1970. Allan Hancock Foundation, University of Southern California, Los Angeles, USA, 426p.
- Castellini, M., 2009. Thermoregulation. Pp. 1166-1171. In: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals* (Second Edition), Academic Press, London.
- Di Benedito, A.P.M., 2004. Guia para estudo de cetáceos: interações com atividades de pesca. Universidade Estadual Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 34p.
- Engelhardt, F.R., 1983. Petroleum effects on marine mammals. *Aquatic Toxicology* 4, 199-217.
- Engelhardt, F.R., 1985. *Petroleum Effects in the Arctic Environment*. In: Engelhardt, F.R. (Ed.) Elsevier Applied Science Publishers, Essex.
- Geraci, J.R., 1990. Physiologic and toxic effects on cetaceans. In: Geraci, J.R. & St. Aubin D. J. (Eds), *Sea Mammals and Oil, Confronting the Risks*. Academic Press, Inc. NY: 1-282.
- Geraci J.R., St. Aubin D.J., 1982. Study of the effects of oil on cetaceans. Final Report. U.S. Dept. of the Interior, Bureau of Land Management, Contract No. AA 551-CT-29 Un of Guelph, Guelph, Ontario, Canada.
- Geraci J.R., St. Aubin D.J., 1985. Effects of offshore oil and gas development on marine mammals and turtles. In: Boesch DF, Rabalais NN (eds) *Long-term environmental effects of offshore oil and gas development*. Elsevier Applied Science, NY.
- Geraci J.R., St. Aubin D.J., 1990. *Sea Mammals and Oil: Confronting the Risks*, Academic Press.
-

-
- Geraci, J.R., Lounsbury, V.J., 1993. Marine mammals ashore: a field guide for strandings. Texas A&M Sea Grant Publication, Galveston, TX, USA, 344p.
- Gordon, J., Gillespie, D., Potter, J., Frantzis, A., Simmonds, A.P., Swift, R., Thompson, D., 2004. A review of the effects of seismic surveys on marine mammals, Mar. Technol. Soc. J., 37, 16– 34.
- Hansen, D.J., 1985. The potential effects of oil spills and other chemical pollutants on marine mammals occurring in Alaskan waters. Report No. MMS 85-0031 U.S. Department of the Interior, Minerals Management Service, Alaska Outer Continental Shelf Region, Anchorage, Alaska.
- IUCN, 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>
- Iverson, S.J., 2009. Blubber, In: William F. Perrin, Bernd Würsig and J.G.M. Thewissen, Editor(s), Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition), Academic Press, London, 2009, Pags 115-120.
- Jefferson, T.A., Webber, M.A., Pitman, R.L., 2008. 2 - Basic Marine Mammal Biology, Marine Mammals of the World, Academic Press, San Diego, Pages 7-16.
- Jones, E.J.W., 1999. Marine geophysics. John Wiley & Sons Ltd. West Sussex, England.
- Kastelein, R. A., Hagedoorn, M., & de Haan, D. (2003). Audiogram of a striped dolphin (*Stenella coeruleoalba*). Journal of the Acoustical Society of America, 113: 1130-1144.
- Katona, S., Whitehead, H., 1988. Are cetacea ecologically important? Oceanography and Marine Biology: An Annual Review. 26: 553-568.
- Loughlin, T.; Ballachey, B.; Wright, B., 1996. Overview of studies to determine injury caused by the Exxon Valdez Oil Spill to marine mammals. Pages 798-808 in S.D. Rice, R.B. Spies, D.A. Wolfe, and B.A. Wright, eds. Proceedings of the Exxon Valdez Oil Spill symposium. American Fisheries Society Symposium 18, 931 pp.
- Lacerda, L.D.; Soares, T.M.; Costa, B.G.B.; Godoy, M.D.P., 2011. Mercury emission factors from intensive shrimp aquaculture and their relative importance to the Jaguaribe River Estuary, NE Brazil. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 87: 657-661.
- Malakoff, D., 2002. Suit ties whale death to research cruise, Science, 298, 722– 723.
-

- 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 J.*, 40, 692– 708.
- Madsen, P.T., Møhl, B., Nielsen, B.K., Wahlberg. M., 2002. Male sperm whale behaviour during exposures to distant seismic survey pulses, *Aquatic Mammals*, 28, 231–240.
- Moberg, G.P., Mench, J.A., 2000. The biology of animal stress: basic principles and implications for animal welfare. CAB International, Wallingford, UK, 377p.
- Monteiro-Neto, C., Alves-Junior, T.T., Ávila, F.J.C., Campos, A.A., Costa, A.F., Silva, C.P.N., Furtado-Neto, M.A.A., 2000. Impact of fisheries on the tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and rough-toothed dolphin (*Steno bredanensis*) populations off Ceará State, northeastern Brazil. *Aquatic Mammals*, 26(1):49-56.
- Morete, M.E.; Freitas, A.C.; Engel, M.H.; Grock, L., 2000. Tourism characterization and preliminary analysis of whaling watching on humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) around Abrolhos Archipelago, Southeastern Bahia, Brazil. *International Whaling Commission 52º Meeting*. v. SC/52/WW6, 9p.
- Parente, C.L., Araújo, M.E., 2012. A aquisição sísmica marítima no Brasil e seus potenciais efeitos na ordem Cetacea. *Natural Resources 2*: 68-82.
- Parente, C.L.; Furtado-Neto, M.A.A.; Alves, M.I.M.; Monteiro-Neto, C., 1999. Estudo da morfologia dos ossos tímpano-peróticos de cetáceos da sub-ordem Odontoceti (Mammalia, Cetacea). *Arquivo de Ciências do Mar*. 32: 103-110.
- Pizzorno, J.L.A., Dorneles, P.R., Lailson-Brito, J.JR., Azevedo, A.F, Gurgel, I.M.G.N., 1998. Additional information on humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in the southeastern Brazilian coast. *Rep. Int. Whal. Commn*, 48: 443-446.
- Rocha-Campos, C.C.; Moreno, I.B.; Rocha, J.M.; Palazzo-Junior, J.T.; Groch, K.R.; Oliveira, L.R.; Gonçalves, L.; Engel, M.H.; Marcondes, M.C.C.; Muelbert, M.M.C.; Ott, P.H.; da Silva, V.M.F., 2011. Plano de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: grandes cetáceos e pinípedes: versão III. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, DF, Brasil, 156 p.
- Rommel, S.A., Pabst, D.A., McLellan, W.A., 2009. Skull Anatomy, In: William F. Perrin, Bernd Würsig and J.G.M. Thewissen, Editor(s), *Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition)*, Academic Press, London, 2009, Pags 1033-1047.

-
- Rosas, F.C.W., Monteiro-Filho, E.L.A., Oliveira, M.R., 2002. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. The Latin American Journal of Aquatic Mammals (Special Issue 1) 1:153-160.
- Rice, D.W., 2009. Classification (Overall), In: William F. Perrin, Bernd Würsig and J.G.M. Thewissen, Editor(s), Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition), Academic Press, London, 2009, Pags 234-238.
- Richardson, W.J., Greene-Jr, C.R., Malme, C.I., Thomson, D.H., 1995. Marine Mammals and Noise. Academia Press. San Diego, California, USA. 576p.
- Santos, M.C.O; Rosso, S.; Siciliano, S.; Zerbini, A.N.; Zampiroli, E.; Vicente, A. e Alvarenga, F., 2000. Behavioral observations of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in São Paulo estuarine waters, Southeastern Brazil. Aquatic Mammals, 26(3):260-267.
- Southall, B.L.; Bowles, A.E.; Ellison, W.T.; Finneran, J.J.; Gentry, R.L.; Greene Jr., C.R.; Kastak, D.; Ketten, D.R.; Miller, J.H.; Nachtigall, P.E.; Richardson, W.J.; Thomas, J.A.; Tyack, P.L., 2007. Marine mammal noise exposure criteria: initial scientific recommendations. Aquatic Mammals 33, 411–521.
- Silva, V.M.F., 1992. Heterodontia em *Inia* não é uma adaptação para mastigação. In: Reunión de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 5, 1992, Buenos Aires. Resumos... Buenos Aires: Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia, p. 65.
- Silva-Júnior, J.M., 1996. Aspectos do comportamento do golfinho-rotador, *Stenella longirostris* (Gray, 1828), no Arquipélago de Fernando de Noronha. 131f. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife.
- Siciliano, S., 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Report of the International Whaling Commission, 15:241-250.
- Yochem, P.K., Stewart, B.S., 2009. Hair and Fur, In: William F. Perrin, Bernd Würsig and J.G.M. Thewissen, Editor(s), Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition), Academic Press, London, 2009, Pages 529-530.
- Zappes, C.A., Silva, C.V., Pontalti, M., Danielski, M.L., Di Benedetto, A.P.M., 2012. The conflict between the southern right whale and coastal fisheries on the southern coast of Brazil, Marine Policy, DOI: 10.1016/j.marpol.2012.07.003.
-

II. PESQUISA E CONSERVAÇÃO DOS CETÁCEOS NO BRASIL: CONHECIMENTO PRÉVIO E CENÁRIO ATUAL

Resumo

O avanço na pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos é fundamental para o delineamento de medidas políticas para o manejo e o uso sustentável das espécies. O Brasil tem se consolidado nos últimos anos como um país em desenvolvimento frente a estas questões. Visando a realização de uma análise histórica do esforço em pesquisa, conservação e políticas públicas para a conservação de mamíferos aquáticos no Brasil, foi realizada uma pesquisa em documentos governamentais sobre os atos administrativos e legais referentes aos mamíferos aquáticos, incluindo as Leis e Decretos da Presidência da República, Portarias e Instruções Normativas entre os anos de 1967 e 2011, além de análise sobre a estrutura da pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos no Brasil. Neste período, foram publicados 49 atos governamentais relacionados à pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos no Brasil. Foi possível verificar um avanço no conhecimento científico e nas ações legais e políticas voltadas à conservação dos mamíferos aquáticos no país ao longo das duas últimas décadas. Porém, o sistema legal na qual são suportadas as políticas públicas para a conservação das espécies é fragilizado pela origem das normas.

Introdução

São considerados mamíferos aquáticos todos os mamíferos que habitam o ambiente aquático por um período ou toda a sua vida (Reeves *et al.*, 2002). No Brasil, esta denominação abrange os cetáceos, sirênios e os carnívoros pinípedes e mustelídeos (Rocha-Campos *et al.*, 2011).

A relação atual de mamíferos aquáticos que ocorrem no Brasil totaliza 45 espécies de cetáceos, sete de pinípedes, duas de sirênios e duas de mustelídeos (Pinedo *et al.*, 2002; Rocha-Campos *et al.*, 2011). Quanto aos cetáceos, todos estão listados no livro vermelho da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), sendo 27 delas classificadas como “deficiente em dados”, 13 como “pouco preocupante”, duas como “vulnerável”, e três espécies como “em perigo” (IUCN, 2012).

No Brasil e no mundo, os cetáceos estão sujeitos a impactos decorrentes de diversas ações humanas que incluem, desde a captura intencional, até efeitos indiretos causados pela exploração do petróleo ou ocupação de áreas prioritárias necessárias à manutenção de seus ciclos de vida e populações. No entanto, pouco é conhecido sobre os requisitos ecológicos e os aspectos biológicos das espécies registradas no Brasil, assim como os níveis de impactos sobre suas populações.

Visando ampliar o conhecimento sobre a biologia e ao mesmo tempo reduzir os possíveis impactos sobre as espécies e populações de cetáceos, o Governo Brasileiro tem adotado diversas medidas no âmbito legal para a conservação dos mamíferos aquáticos com ocorrência no Brasil. Lodi e Barreto (1998) fizeram uma revisão das ações legais para a conservação dos cetáceos no Brasil, apresentando e discutindo a legislação aprovada entre 1986 e 1998. Considerando as mudanças estruturais no campo da pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos no país, este capítulo visa ampliar o enfoque dado por Lodi e Barreto (1998), avaliando o crescimento do esforço em pesquisa e conservação e os atos públicos responsáveis pela conservação das espécies no Brasil.

Material e Métodos

Foi realizada uma pesquisa em documentos publicados no Diário Oficial da União sobre os atos administrativos e legais do Governo Brasileiro referentes aos mamíferos aquáticos, incluindo as Leis e Decretos da Presidência da República, além de Portarias e Instruções Normativas sancionadas pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) entre os anos de 1967 e 2011. Também foram verificadas publicações estaduais presentes na rede mundial de computadores, visando identificar a existência de legislações voltadas à pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos. Para a melhor compreensão dos mecanismos de aprovação das leis, competência de elaboração e sancionamento das mesmas, recomenda-se consultar a publicação de Lodi e Barreto (1998).

Para verificar os avanços na pesquisa de cetáceos, foram realizadas buscas nas páginas da rede mundial de computadores das instituições de pesquisa nacionais, assim como na base de dados de currículos, das instituições e grupos de pesquisa das áreas de ciência e tecnologia do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), e analisados os resultados do estudo apresentado

por Monteiro-Neto (1998) durante a 8ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul sobre a estrutura da pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos no Brasil. Naquele estudo, Monteiro-Neto elaborou e disponibilizou um questionário numa lista de discussão para especialistas em mamíferos aquáticos do Brasil, para um diagnóstico da pesquisa na época. O presente estudo utilizou os resultados apresentados por Monteiro-Neto (1998) como base para a discussão e aprofundou o conteúdo sobre a política para a conservação de mamíferos aquáticos através da inclusão dos dados divulgados na literatura especializada e disponibilizada nos meios de comunicação visando uma atualização até a presente data.

Resultados e Discussão

Entre 1969 e 2011, foram publicados 49 atos governamentais relacionados à pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos no Brasil. Destes, 10 compreendem assinaturas de acordos, convenções e tratados internacionais; três são leis de âmbito nacional; nove são decretos do Governo Federal e dois estaduais; quatro são legislações de âmbito municipal; 16 são portarias do IBAMA e ICMBio; havendo ainda três instruções normativas (duas federais e uma municipal) e duas resoluções de Conselhos de Meio Ambiente (Anexo).

As legislações relacionadas à conservação de mamíferos aquáticos no Brasil podem ser divididas em dois períodos. O primeiro período, que se estendeu de 1969 até a metade da década de 1980, apresentou uma legislação com características, porém passível de aplicação para a proteção de algumas espécies de mamíferos marinhos, sem que estas fossem citadas ou que no seu texto houvessem artigos direcionados às espécies. O segundo período, iniciado na década de 1980 até o momento atual, se caracterizou por uma política voltada à conservação de mamíferos aquáticos e cuja legislação apresentou tratamento específico para as questões envolvendo cetáceos, sirênios e pinípedes.

A primeira legislação passível de aplicação na conservação de espécies de mamíferos aquáticos foi a Lei de Proteção à Fauna (nº. 5.197) de 1967, posteriormente alterada pela lei nº. 7.653 em 1988. Esta lei definiu a fauna silvestre, atribuindo sua propriedade ao governo e proibindo a utilização, perseguição, destruição, caça ou apanha de exemplares. Nessa época, os cetáceos eram considerados

recurso pesqueiro e as suas capturas autorizadas no país, seguindo os preceitos da Convenção Internacional para Regulamentação da Pesca da Baleia, da qual o Brasil é signatário através do Decreto Legislativo nº. 14 de 1950, promulgado pelo Decreto nº. 28.524, do mesmo ano e aprovado pelo Decreto Legislativo nº. 77 de 1973. Entretanto, a partir da promulgação da Lei de Proteção à Fauna, foi possível argumentar legalmente sobre a proibição da utilização, perseguição e caça do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) e peixe-boi amazônico (*Trichechus inunguis*), os quais sofriam forte pressão de caça no litoral e na região amazônica, respectivamente (Domning, 1981; Lima, 1997).

Ainda na década de 1960, o Brasil aderiu a dois tratados internacionais: os acordos de Pesca e Preservação dos Recursos Vivos (Brasil e Uruguai), assinado em Montevideu em 1968 e promulgado através do Decreto-Lei nº. 412 em 1969, e o de Conservação dos Recursos Naturais do Atlântico Sul (Brasil e Argentina), assinado em Buenos Aires no ano de 1967 (Decreto-Lei nº. 454), ambos em 1969. Os tratados abordaram a preservação das espécies em ambientes marinhos para o melhor aproveitamento econômico dos recursos pesqueiros de que dispõem os respectivos países. Embora ambos os textos não façam menção direta aos mamíferos aquáticos, estes poderiam ser incluídos uma vez que, na época, o Brasil considerava os cetáceos como recursos pesqueiros. Entretanto, a pouca informação sobre o *status* populacional das espécies impedia argumentações visando à redução ou proibição das capturas de cetáceos em águas brasileiras.

Na década de 1970, o Brasil assinou com a Colômbia (1973) e Peru (1976) acordos para a conservação da flora e fauna dos territórios amazônicos, proibindo a coleta científica e a caça de espécies ameaçadas de extinção. Mais uma vez, os mamíferos aquáticos não foram citados no Decreto nº. 78.802 de 1976, embora fosse permitida a utilização do acordo para a conservação das espécies. Nesta época, foram desenvolvidos importantes estudos com golfinhos, botos e peixes-bois na região Norte por pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA (e.g. Domning, 1978; Mok e Best, 1979), que subsidiariam o desenvolvimento de medidas para a conservação das espécies.

No âmbito político da época, vale destacar ainda o Tratado de Cooperação Amazônica, assinado com mais sete países da América Latina em 1978 e promulgado através do Decreto nº. 85.050 em 1980. Visando promover o desenvolvimento harmônico da região, dentre os diversos objetivos do tratado, consta a preservação

ambiental, a conservação e utilização racional dos recursos naturais, o desenvolvimento de pesquisas científicas e o intercâmbio de informações entre as instituições dos países signatários.

Ainda nessa década, o Brasil aderiu à Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e da Fauna Selvagem em Perigo de Extinção – CITES através do Decreto nº. 76.623 de 1975. Embora o Brasil tenha aderido a esta Convenção, que regulamentou as importações, exportações e reexportações de espécies silvestres através de um sistema de emissão de licenças, sua implantação no país ocorreu somente no ano 2000, através do Decreto nº. 3.607 que ratificou o IBAMA como autoridade administrativa para a emissão das licenças. A adesão do Brasil à CITES dificultou o tráfico de cetáceos e sirênios do Brasil para o exterior.

Os avanços na pesquisa e política para a conservação de mamíferos aquáticos no Brasil foram mais expressivos a partir da década de 1980, com o desenvolvimento de estudos com pequenos cetáceos na região Sul e Norte do Brasil (e.g. Pinedo, 1982; Silva, 1983) e sirênios na região Norte e Nordeste (e.g. Best *et al.*, 1981; Domning, 1981; Best e Teixeira, 1982). Neste período, surgiram também os projetos Peixe-Boi, com atuação na região Nordeste do Brasil (Lima, 1997) e Baía-Franca, na região Sul do país (Palazzo-Jr e Flores, 1999). Apesar da existência de legislação proibitiva, as capturas de peixe-boi marinho somente foram reduzidas após a implantação do Projeto Peixe-Boi, a princípio executado pelo Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) e posteriormente pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), em parceria com a Fundação Mamíferos Aquáticos (FMA) e patrocínio da Petrobras desde 1997 até o ano 2010, quando passou a ser executado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). O Projeto desenvolveu diversas campanhas educativas nas comunidades costeiras do Nordeste do Brasil, resultando numa vertiginosa queda nas capturas intencionais na região (Parente *et al.*, 2004). Na região amazônica, as capturas continuam ocorrendo, embora o peixe-boi amazônico seja classificado como espécie “vulnerável” pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, 2012). A dificuldade do combate às capturas nessa região está associada aos aspectos culturais das comunidades ribeirinhas, que utilizam a carne do peixe-boi para alimentação, e o complexo sistema fluvial da Amazônia, que dificulta a realização de uma ampla fiscalização e de campanhas para a conservação das espécies.

Foi ainda na metade da década de 1980 que surgiu a primeira norma governamental específica para a conservação de pequenos cetáceos, pinípedes e sirênios, proibindo a perseguição, caça, pesca ou captura das espécies (Portaria nº. N-11 de 1986). Os grandes cetáceos da infraordem Mysticeti foram legalmente capturados até 1987, quando a Lei Federal nº. 7.643 passou a proibir a pesca de cetáceos em águas jurisdicionais brasileiras, consolidando a posição do Brasil como um país pró-conservação junto à Comissão Internacional Baleeira. A promulgação dessas duas normas foi resultado de uma pressão de pesquisadores de mamíferos aquáticos sobre o Governo Federal, que demonstraram com suas pesquisas a necessidade do desenvolvimento de uma política de conservação das espécies que ocorrem no país.

O fortalecimento dessa postura conservacionista por parte do Governo Brasileiro é ainda observado na ratificação de acordos internacionais, através dos Decretos Legislativos nº. 93.935 e nº. 05, ambos em 1987, referentes às Convenções sobre a Conservação dos Recursos Vivos Marinhos Antárticos e Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar, respectivamente. A adesão do Brasil a essas duas convenções permitiu ampliar a pesquisa brasileira com mamíferos marinhos para o continente Antártico, adquirindo conhecimento sobre as espécies lá existentes, incluindo aquelas com hábitos migratórios para a costa brasileira.

Na mesma década, foram criadas as primeiras unidades de conservação que beneficiariam os mamíferos aquáticos: o Parque Nacional Marinho dos Abrolhos (Decreto nº 88.218 de 1983), um importante sítio de reprodução e descanso de baleias-jubartes (*Megaptera novaenagliae*) no Brasil durante o inverno antártico; a Reserva Ecológica da Ilha dos Lobos (Decreto nº. 88.463 de 1983), refúgio de pinípedes na região Sul do Brasil; e o Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (Decreto nº/ 96.693 de 1988), principal sítio de descanso do golfinho-rotador no oceano Atlântico Sul.

A década de 1980 foi finalizada com a criação do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (Lei nº. 7.735 de 1989), que assumiu a responsabilidade governamental das ações legais e políticas para a conservação dos mamíferos aquáticos, e a publicação da Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Portaria nº. 1.552 de 1989), incluindo as duas espécies de sirênios existentes no Brasil (*Trichechus manatus* e *Trichechus ununguis*), três espécies de cetáceos (*Eubalaena australis*, *Megaptera*

novaeangliae e *Pontoporia blainvillei*), a lontra (*Lontra longicaudis*) e a ariranha (*Pteronura brasiliensis*).

Na década de 1990, começaram a surgir novos pólos de pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos, destacando-se os estudos realizados na região Sudeste, principalmente nas universidades do Rio de Janeiro (e.g. Lodi *et al.*, 1990; Borobia *et al.*, 1991; Siciliano, 1994) e a criação de grupos de estudo nas universidades do Nordeste (e.g. Grupo de Estudo de Cetáceos do Ceará e Grupo de Estudo de Cetáceos da Bahia). Outros esforços importantes incluíram a criação do Instituto Baleia-Jubarte na região de Abrolhos – Bahia, do Centro Golfinho-Rotador no arquipélago de Fernando de Noronha – Pernambuco e a criação do Centro Nacional de Conservação e Manejo de Sirênios – Centro Peixe-Boi/IBAMA (Portaria nº. 544 de 1990, alteração Portaria nº. 40 de 1991), assumindo na região Nordeste a execução do Projeto Peixe-Boi.

Apesar dos avanços obtidos até a década de 1990, tanto no campo da pesquisa quanto das normas reguladoras, as informações existentes encontravam-se dispersas, o que dificultava as ações governamentais prioritárias para a conservação dos mamíferos aquáticos no país. Visando corrigir esse problema, o IBAMA criou o Grupo de Trabalho Especial de Mamíferos Aquáticos – GTEMA em 1994, formado por pesquisadores de distintas entidades e campos de pesquisa com a finalidade de auxiliar o IBAMA na formulação da política nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos. Três anos após a criação do GTEMA, o IBAMA publicou o primeiro plano nacional do Governo Brasileiro para os mamíferos aquáticos (IBAMA, 1997). Este plano consolidou-se como o marco para a organização e direcionamento dos esforços de pesquisa e conservação das espécies no país, fornecendo as diretrizes que resultaram na criação do Centro Nacional de Pesquisa, Conservação e Manejo de Mamíferos Aquáticos – Centro Mamíferos Aquáticos/IBAMA (Portaria nº. 143-N de 1998). Este centro foi criado com a finalidade de coordenar, executar e promover estudos, projetos e programas de pesquisa, conservação e manejo de mamíferos aquáticos, diretamente ou em parceria com outras instituições técnico-científicas.

De acordo com levantamento realizado na época por Monteiro-Neto (1998), existia no país um total de 29 instituições (14 governamentais e 15 não governamentais) realizando estudos com mamíferos aquáticos em 12 estados costeiros, havendo ausência de atuação direta principalmente em cinco estados do Norte e Nordeste do Brasil. Nessa mesma pesquisa, foi verificada a existência de 13

doutores, 24 mestres e 43 graduados atuando na área. Embora haja um crescente interesse nacional no conhecimento e conservação das espécies, há uma extrema limitação de recursos financeiros que impede o desenvolvimento das pesquisas e dificulta a fixação de profissionais especializados. Esta mesma limitação obriga as instituições a realizarem estudos em áreas restritas, utilizando-se de pouca tecnologia e reduzido esforço de pesquisa, fornecendo resultados pouco informativos para a adoção de medidas nacionais de conservação dos mamíferos aquáticos. No final de 2011, existiam apenas 24 grupos de pesquisa de mamíferos aquáticos cadastrados no diretório de grupo de pesquisas do CNPq, oito instituições de pesquisa no diretório de instituições da Plataforma *Lattes* e 240 doutores na base de dados de currículos do *Lattes*, distribuídos em todo o país e envolvidos de alguma forma na pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos. Este resultado, ao mesmo tempo em que denota um crescimento no número de profissionais capacitados na área, demonstra a pouca organização dos grupos de pesquisa em atuar de forma coesa no desafio de elucidar as diversas lacunas do conhecimento sobre os mamíferos marinhos no Brasil.

A organização da política de conservação dos mamíferos marinhos resultou na criação de mais quatro áreas de proteção ambiental sendo: Anhatomirim, Santa Catarina (Decreto nº. 528 de 1992), uma importante área de ocorrência do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na costa sul do país; Barra do Rio Mamanguape, Paraíba (Decreto nº. 924 de 1993), Delta do Parnaíba, Piauí e Maranhão (Decreto s/n de 1996) e Costa dos Corais, Alagoas e Pernambuco (Decreto s/n. de 1997). As três últimas são áreas de ocorrência do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*).

Várias legislações específicas para os mamíferos aquáticos foram publicadas na década de 1990, dentre elas salientamos: o estabelecimento de normas para a proteção da reprodução, descanso e das crias dos golfinhos-rotadores (*Stenella longirostris*) no arquipélago de Fernando de Noronha (Portaria nº. 05 de 1995); a regulamentação do uso de embarcações de turismo no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha (Portaria nº. 09 de 1996); a regulamentação da proibição de molestamento de cetáceos em águas jurisdicionais brasileiras (Portaria nº. 117 de 1996) e o estabelecimento de normas para a proteção da reprodução, descanso e das crias de *Sotalia guianensis* na área de proteção ambiental de Anhatomirim, Santa Catarina (Portaria nº. 5-N em 1998).

Legislações estaduais e municipais também foram criadas objetivando a con-

servação dos mamíferos aquáticos, as quais se destacam: a criação do Parque Municipal Marinho de Paripueira, em Alagoas (Lei nº. 12 de 1993), visando a preservação dos habitats do peixe-boi marinho; a criação do Refúgio da Vida Silvestre do Molhe Leste, no Rio Grande do Sul (Lei nº. 007 de 1996), direcionado à conservação de lobos e leões-marinhos; a proibição da prática de mergulho intencional com golfinhos na área de proteção ambiental de Fernando de Noronha, em Pernambuco (Instrução Normativa nº. 4 de 1999); e a declaração da espécie *Tursiops truncatus* como Patrimônio Natural do Município de Laguna, em Santa Catarina (Lei nº. 521 de 1997).

No final da década de 1990, após uma ampla discussão na 8ª Reunião de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul em Olinda, Pernambuco, Brasil, realizada em 1998, foi elaborada a proposta de criação da Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Brasil – REMAB (Parente, 1999). A proposta da REMAB era concentrar informações referentes à pesquisa e conservação dos mamíferos aquáticos de águas brasileiras em um banco de dados nacional para facilitar a tomada de decisões no estabelecimento de diretrizes para a conservação das espécies. A concepção da rede nacional previa o estabelecimento de redes regionais autônomas, porém integradas entre si através de uma coordenação nacional. Nesse sentido, foi recomendada a implantação de um projeto-piloto intitulado Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Nordeste – REMANE (Parente, 1999). A proposta foi aprovada pelos representantes das instituições envolvidas na pesquisa e conservação de mamíferos aquáticos na região Nordeste em reunião realizada no segundo semestre de 1999 (IBAMA, 1999) e criada através da Portaria nº. 39 de 2000.

No final da década de 1990, teve início uma discussão sobre a manutenção de mamíferos aquáticos em cativeiro devido à observação de falhas na legislação brasileira, que permitia a manutenção desses organismos em cativeiro, caso as instituições fossem registradas como zoológicas, mesmo sem normas específicas de dimensionamento e manejo das espécies. Esse processo resultou na publicação da Portaria Ministerial nº. 98, no ano 2000, que estabeleceu os princípios para a manutenção de cetáceos, sirênios e pinípedes em cativeiro e determinou um prazo de dois anos para a definição de regras específicas para as organizações interessadas em mantê-los em cativeiro. Estes procedimentos foram posteriormente publicados através da Instrução Normativa nº. 3 de 2002. Com a publicação das

duas normas legais, a manutenção de mamíferos aquáticos em cativeiro tornou-se permitida, desde que atendidos requisitos estruturais, técnicos, científicos e educativos especificados na instrução normativa.

Acompanhando o desenvolvimento científico, o GTEMA reavaliou o Plano de Ação publicado em 1997, lançando uma segunda versão em 2001 (IBAMA, 2001). Esta segunda versão incluiu novas prioridades nas áreas políticas, legais e de pesquisa que fortaleciam a política de conservação dos mamíferos aquáticos no Brasil.

No âmbito internacional, o Brasil vem ampliando a sua atuação junto à Comissão Internacional Baleeira com a participação frequente de pesquisadores e diplomatas no comitê científico e plenária. Esta constante participação resultou na proposta de criação de um santuário de baleias no oceano Atlântico Sul, a qual vem ganhando apoio de países como a Argentina e África do Sul, que endossaram a proposta brasileira em 2004 (IBAMA, 2004).

Em 2004, o Conselho Nacional do Meio Ambiente publicou a Resolução nº 350, definindo as regras para o licenciamento de atividades para a aquisição de dados sísmicos marítimos e em zonas de transição continente-oceano. Embora esta resolução tenha um caráter mais abrangente, sua publicação foi resultante da reivindicação de setores da sociedade envolvidos na conservação ambiental, incluindo instituições voltadas à conservação dos mamíferos aquáticos, por reconhecerem que as prospecções sísmicas são atividades potencialmente impactantes ao ambiente marinho. Em 2005, a Coordenação Geral de Petróleo e Gás do IBAMA (CGPEG) divulgou o guia de monitoramento da biota marinha em atividade de aquisição de dados sísmicos, o qual teve como base os procedimentos adotados por outros governos quanto ao monitoramento de cetáceos durante este tipo de atividades. O monitoramento de mamíferos aquáticos realizado para atendimento às condicionantes de licenciamento ambiental da atividade de exploração e produção de petróleo ao longo do Brasil tem grande potencial de contribuição para o conhecimento sobre a ocorrência e distribuição das espécies. Entretanto, a inserção das pesquisas em áreas restritas e sem uma análise geral sobre as observações leva ao conhecimento fragmentado sobre esses aspectos.

Ainda em 2005, o IBAMA publicou a Portaria nº 59 que instituiu a criação da Rede de Encalhe de Mamíferos Aquáticos do Sul (REMASUL) conforme previa o projeto que propunha a criação de uma rede nacional de informações sobre os mamíferos aquáticos elaborado ao final da década de 1990. A ampliação teve como

estrutura a experiência adquirida com o funcionamento da REMANE e denotou a viabilidade de criação de uma rede nacional de informações.

Em agosto de 2007, foi publicada a Lei nº 11.516 que criou o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), o qual passou a ser o órgão máximo responsável pela gestão de ações para a política e conservação dos mamíferos aquáticos no país. Com a criação do ICMBio, o Centro Mamíferos Aquáticos foi desvinculado do IBAMA e vinculado ao novo instituto, dando seguimento às ações previamente articuladas para as espécies.

Finalizando a década de 2010, o Governo Federal publicou em agosto de 2010 três portarias (ICMBio nº 85, 86 e 96) que aprovaram três planos de ação para os mamíferos aquáticos com foco na conservação e ampliação do conhecimento sobre os sirênios, pequenos e grandes cetáceos e pinípedes. A aprovação dos atuais planos de ação trouxe consigo algumas particularidades em relação aos planos anteriores. Nestes, ficou mais bem definidos a participação das instituições envolvidas e os prazos para a implementação das ações estabelecidas. Entretanto, a opção por definir ações para cada espécie não deixou clara a necessidade de inserção de linhas gerais de pesquisa nas instituições nacionais de ensino e fomento à pesquisa para os mamíferos aquáticos de uma maneira geral.

A segunda década do século 21 foi iniciada com a consolidação da proposta de criação de uma rede de informações sobre os mamíferos aquáticos com abrangência nacional, o que ocorreu com a publicação, pelo ICMBio, da portaria nº 43 em junho de 2011 que criou a Rede de Encalhes e Informações de Mamíferos Aquáticos do Brasil (REMAB) e sua estrutura de funcionamento. A criação da REMAB tinha a expectativa de otimizar as informações técnico-científicas sobre os mamíferos aquáticos com potencial para a ampliação do conhecimento científico sobre as espécies com ocorrência no Brasil.

É importante destacar que a legislação que trata da conservação dos mamíferos aquáticos publicada durante o período analisado (1967 a 2011) é constituída principalmente de portarias, totalizando 16 normas, o que se caracteriza como um instrumento inferior às Leis Federais. Com exceção da Lei nº 7.643, que proíbe a captura de cetáceos em águas jurisdicionais brasileiras, os temas como perseguição e molestamento de espécies, assim como a manutenção destas em cativeiro estão sendo tratados através de portarias. Embora as portarias apresentem um simples processo de tramitação entre a elaboração e publicação, este instrumen-

to legal pode ser facilmente revogado a depender do direcionamento político dos representantes do IBAMA, fragilizando a política nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos.

Mesmo assim, é possível verificar um avanço no conhecimento científico e nas ações legais e políticas voltadas a conservação dos mamíferos aquáticos no Brasil ao longo das duas últimas décadas, resultando na elaboração de dois planos de ação do governo, um significativo número de pesquisadores e instituições direcionadas ao conhecimento das espécies e a publicação de diversas normas legais dirigidas aos mamíferos aquáticos. Este avanço direciona o país como um importante pólo do conhecimento científico, principalmente das espécies endêmicas como o peixe-boi amazônico e o tucuxi, colocando o Brasil em posição de destaque no âmbito internacional, quando comparado a outros países da América Latina.

Referências Bibliográficas

- Best, R.C.; Montgomery, G.G., Yamakoshi, M., 1981. Avaliação das técnicas de rádio-rastreamento e marcação de peixe-boi da Amazônia, *Trichechus inunguis* (Mammalia: Sirenia). *Acta Amazonia* 1, 247-254.
- Best, R.C., Teixeira, D.M., 1982. Notas sobre a distribuição e status aparentes dos peixes-bois (Mammalia, Sirenia) nas costas amapaenses brasileiras. *Boletim da Fundação Brasileira para a Conservação da Natureza*, 17, 41-47.
- Borobia, M., Siciliano, S., Lodi, L., Hoek, W., 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of Zoology*, 69, 1025-1039.
- Domning, D.P., 1978. The myology of the Amazonian manatee, *Trichechus inunguis* (Natterer) (Mammalia:Sirenia). *Acta Amazonica*, 8 (2): Supl. 1: 1-81.
- Domning, D.P., 1981. Distribution and status of manatees *Trichechus* in Brazil c. 1785-1973. *Biology Conservation*, 21, 85-97.
- IBAMA, 1997. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Mamíferos aquáticos do Brasil: plano de ação*. Edições Ibama, 80p.
- IBAMA, 2001. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Mamíferos aquáticos do Brasil: plano de ação, versão II*. Edições Ibama, 102p.
-

-
- IBAMA, 2004. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Atlântico Sul: um santuário de baleias*. Edições Ibama, 17p.
- Rocha-Campos, C.C.; Moreno, I.B.; Rocha, J.M.; Palazzo-Junior, J.T.; Groch, K.R.; Oliveira, L. R.; Gonçalves, L.; Engel, M.H.; Marcondes, M.C.C.; Muelbert, M.M.C.; Ott, P.H.; da Silva, V.M. F., 2011. Plano de ação nacional para conservação dos mamíferos aquáticos: grandes cetáceos e pinípedes: versão III. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília, DF, Brasil, 156 p.
- IUCN, 2012. The IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org>>. Acessado em junho de 2013.
- Lima, R.P., 1997. *Peixe-boi marinho (Trichechus manatus): distribuição, status de conservação e aspectos tradicionais ao longo do litoral nordeste do Brasil*. Master Thesis, Universidade Federal de Pernambuco. 81pp.
- Lodi, L., Barreto, A.S., 1998. Legal actions taken in Brazil for the conservation of cetaceans. *Journal of International Wildlife Law & Policy*, Londres 1(3): 403-411.
- Lodi, L., Siciliano, S., Capistrano, L., 1990. Mass stranding of *Peponocephala electra* (Cetacea, Globicephalinae) on Piracanga Beach, Bahia, Northeastern Brazil. *Scientific Reports of Cetacean Research*, 1, 79-84.
- Monteiro-Neto, C., 1998. Diagnóstico estrutural da pesquisa de conservação de mamíferos aquáticos no Brasil. Apresentação na mesa-redonda “Diagnóstico estrutural da pesquisa de conservação de mamíferos na América do Sul” da 8ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. 25 a 29 de outubro de 1998. Olinda, Pernambuco, Brasil.
- Mok, W.Y., Best, R.C., 1979. Saprophytic colonization of a hyphomycete on the Amazonian manatee, *Trichechus inunguis* (Mammalia:Sirenia). *Aquatic Mammals* 7(3): 79-82.
- Palazzo-Jr, J.T., Flores, P.A.C., 1999. Plano de ação para a conservação da baleia franca, *Eubalaena australis*, no estado de Santa Catarina. Projeto Baleia Franca – IWC/Brasil. 58pp. <www.baleiafranca.org.br>. Downloaded on 10 January 2005.
- Parente, C.L., 1999. *Proposta de Criação da Rede de Encalhes de Mamíferos Aquáticos do Brasil*. Documento Técnico CMA/Ibama nº. 009/99. 7pp. + Anexos.
-

-
- Parente, C.L., Vergara-Parente, J.E., Lima, R.P., 2004. Strandings of Antillean manatees, *Trichechus manatus manatus*, in northeastern Brazil. The Latin American Journal of Aquatic Mammals, v. 3, n.1, p. 10.5597/lajam00.
- Pinedo, M.C., 1982. Análise dos conteúdos estomacais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) e *Tursiops gephyreus* (Lahille, 1908) (Cetacea, Platanistidae e Delphinidae) na zona estuarial e costeira de Rio Grande, R.S., Brasil. Master Thesis, Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande do Sul. 95pp.
- Pinedo, M.C.; Barreto, A.S.; Lammardo, M.P.; Andrade, A.L.V.; Geracitano, L., 2002. Northernmost records of the spectacled porpoise, Layard's beaked whale, Commerson's dolphin, and Peale's dolphin in the southwestern Atlantic Ocean. Aquatic Mammals, 28(1): 32-37.
- Reeves, R.R.; Stewart, B.S.; Clapham, P.J., Powell, J.A., 2002. *Guide to marine mammals of the world*. Chanticleer press. 527p.
- Siciliano, S., 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Report of the International Whaling Commission, Cambridge, 15, 241-250.
- Silva, V.M.F., 1983. *Ecologia alimentar dos golfinhos da Amazônia*. Master Thesis, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – Universidade do Amazonas, Manaus. 122pp.
-

Anexo – Ações Públicas Relacionadas à Conservação dos Mamíferos Aquáticos no Brasil

Atos Internacionais

1. Convenção Internacional para Regulamentação da Pesca da Baleia. Ratificação: Decreto Legislativo nº 14, de 09.03.1950. Promulgação: Decreto nº 28.524, 18.08.1950. Aprovação do texto: Decreto Legislativo nº 77, de 07.12.1973.
 2. Acordo de Pesca e Preservação de Recursos Vivos (Brasil e Uruguai). Ratificação: Decreto Lei nº 412, de 09.01.1969.
 3. Acordo de Conservação dos Recursos Naturais do Atlântico Sul (Brasil e Argentina). Ratificação: Decreto Lei nº 454, de 05.02.1969.
 4. Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e da Fauna Selvagens em Perigo de Extinção (CITES). Ratificação: Decreto Legislativo nº 54, de 24.06.1975. Promulgação: Decreto nº 76.623, de 17.11.1975. Implementação: Decreto nº 3.607, de 21.09.2000.
 5. Acordo para a Conservação da Flora e da Fauna dos Territórios Amazônicos (Brasil e Colômbia). Ratificação: Decreto Legislativo nº 72, de 03.12.1973. Promulgação: Decreto nº 78.017, de 12.07.1976.
 6. Acordo para a Conservação da Flora e da Fauna dos Territórios Amazônicos (Brasil e Peru). Ratificação: Decreto Legislativo nº 39, de 17.05.1976. Promulgação: Decreto nº 78.802, de 23.11.1976.
 7. Tratado de Cooperação Amazônica (Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Peru, Suriname e Venezuela). Ratificação: Decreto Legislativo nº 69, de 18.10.1978. Promulgação: Decreto nº 85.050, de 18.08.1980.
 8. Convenção sobre a Conservação dos Recursos Vivos Marinhos Antárticos. Ratificação: Decreto Legislativo nº 33, de 05.12.1985. Promulgação: Decreto nº 93.935, de 15.01.1987.
 9. Convenção das Nações Unidas sobre o Direito do Mar. Ratificação: Decreto Legislativo nº 05, de 09.11.1987.
 10. Convenção para Conservação das Focas Antárticas. Ratificação: Decreto Legislativo nº 37, de 26.10.1990. Promulgação: Decreto nº 66, de 18.3.1991.
-

Leis Federais

1. Proteção à Fauna. Lei nº 5.197, de 03-01-1967. Alteração: Lei nº 7.653, de 17.02.1988.
2. Proibição da Pesca de Cetáceos nas Águas Jurisdicionais Brasileiras. Lei nº 7.643, de 18.12.1987.
3. Crimes Ambientais. Lei nº 9.605, de 12.02.98

Leis Municipais

1. Criação do Parque Municipal Marinho de Paripueira. Lei nº 12, de 05.06.1993, do Município de Paripueira, estado de Alagoas.
2. Criação do Refúgio da Vida Silvestre do Molhe Leste. Lei nº 007, de 10.05.1996, do Município de São José do Norte, estado do Rio Grande do Sul.
3. Declaração de *Tursiops truncatus* como Patrimônio Natural do Município de Laguna. Lei nº 521, de 10.11.1997, do Município de Laguna, estado de Santa Catarina.

Decretos Federais

1. Criação do Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Decreto nº 88.218, de 06.04.1983.
 2. Criação da Reserva Ecológica da Ilha dos Lobos. Decreto nº 88.463, de 04.07.1983.
 3. Criação do Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha. Decreto nº 96.693, de 14.09.1988.
 4. Criação da Área de Proteção Ambiental de Anhatomirim, Santa Catarina. Decreto nº 528, de 20.05.1992.
 5. Criação da Área de Proteção Ambiental da Barra do Rio Mamanguape no Estado da Paraíba. Decreto nº 924, de 10.09.1993.
 6. Criação da Área de Proteção Ambiental do Delta do Parnaíba nos Estados do Piauí e Maranhão. Decreto sem número de 28.08.1996.
 7. Criação da Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais nos Estados de Alagoas e Pernambuco. Decreto sem número de 23.10.1997.
 8. Regulamentação da Lei dos Crimes Ambientais. Decreto nº 3.179, de 21.10.1999.
 9. Criação da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca no Estado de Santa Catarina. Decreto sem número de 14.09.2000.
-

Decretos Estaduais

1. Criação da Área de Proteção Ambiental da Ponta da Baleia nos Municípios de Alcobaça e Caravelas, estado da Bahia. Decreto nº 2.218, de 14.06.1993.
2. Declaração de *Eubalaena australis* como Monumento Nacional de Santa Catarina. Decreto nº 171 de 06.06.1995.

Decreto Municipal

1. Declaração de *Tursiops truncatus* como Patrimônio Natural do Município de Imbé, estado do Rio Grande do Sul. Decreto nº 49, de 31.01.1990.

Portarias

1. Proibição de perseguição, caça, pesca ou captura de pequenos cetáceos, pinípedes e sirênios. Portaria SUDEPE nº N-11, de 21.02.1986.
 2. Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção. Portaria IBAMA nº 1.552, de 19.12.1989.
 3. Criação do Centro Nacional de Conservação e Manejo de Sirênios. Portaria IBAMA nº 544, de 26.04.1990, alteração Portaria IBAMA nº 40, de 16.08.1991.
 4. Criação do Grupo de Trabalho Especial de Mamíferos Aquáticos (GTEMA). Portaria IBAMA nº 2.097, de 20.12.1994.
 5. Estabelecimento de normas para proteção da reprodução, do descanso e das crias dos golfinhos da espécie *Stenella longirostris*, no arquipélago de Fernando de Noronha. Portaria IBAMA nº 5, de 25.01.1995.
 6. Regulamentação da proibição de molestamento de cetáceos em águas jurisdicionais brasileiras. Portaria IBAMA nº 117, de 26.12.1996.
 7. Regulamentação do uso de embarcações de turismo no Parque Nacional Marinho dos Abrolhos. Portaria IBAMA nº 09, de 01.02.1996.
 8. Estabelecimento de normas para proteção da reprodução, descanso e das crias de *Sotalia fluviatilis* na APA do Anhatomirim. Portaria IBAMA nº 5-N, de 20.01.1998.
 9. Criação do Centro Nacional de Pesquisa, Conservação e Manejo de Mamíferos Aquáticos. Portaria IBAMA nº 143-N, de 22.10.1998.
 10. Criação da Rede de Encalhe de Mamíferos Aquáticos do Nordeste – REMANE. Portaria IBAMA nº 39, de 28.06.2000.
-

11. Estabelecimento de normas para a manutenção de mamíferos aquáticos em cativeiro. Portaria Ministério do Meio Ambiente n° 98, de 14.04.2000.
12. Instituição da Rede de Encalhe de Mamíferos Aquáticos do Sul – REMASUL. Portaria IBAMA n° 59, de 23.08.2005.
13. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Sirênios. Portaria ICMBio N° 85, de 27.08.2010.
14. Aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação de Mamíferos Aquáticos - Pequenos Cetáceos. Portaria ICMBio N° 86, de 27.08.2010.
15. Aprova o Plano de Ação para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos - Grandes Cetáceos e Pinípedes, com ênfase em seis espécies ameaçadas de extinção, estabelecendo seu objetivo, metas, prazo, abrangência, formas de implementação e supervisão. Portaria ICMBio N° 96, de 27.08.2010.
16. Criação da Rede de Encalhe e Informação de Mamíferos Aquáticos do Brasil – REMAB. Portaria ICMBio n° 43, de 29.06.2011.

Instruções Normativas

1. Proibição da prática de mergulho intencional com golfinhos na APA Fernando de Noronha. Instrução Normativa do Distrito Federal de Fernando de Noronha n° 4, de 28.12.1999.
2. Normas para a manutenção de mamíferos aquáticos em cativeiro. Instrução Normativa IBAMA n° 3, de 08.02.2002.
3. Estabelece restrições às atividades náuticas específicas em setores da Área de Proteção Ambiental da Baleia Franca durante os meses de junho a novembro. Instrução Normativa IBAMA N° 102, de 19.06.2006.

Resoluções

1. Proibição do tráfego de embarcações a motor ou a jato, em trecho do litoral de Alagoas, para proteção de *Trichechus manatus*. Resolução Normativa do Conselho Estadual de Proteção Ambiental de Alagoas, n° 04, de 05.02.1996.
 2. Licenciamento ambiental específico das atividades de aquisição de dados sísmicos marítimos e em zonas de transição. Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, n° 350, de 06.07.2004.
-

III. DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE CETÁCEOS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA BACIA DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE PETRÓLEO DE CAMPOS

Introdução

Os cetáceos compreendem uma subordem de mamíferos que apresenta adaptações à vida exclusivamente aquática. Esta evoluiu de ancestrais terrestres há cerca de 60 milhões de anos, quando passaram a explorar de maneira mais efetiva os recursos oriundos do meio aquático. Durante sua evolução, os cetáceos desenvolveram adaptações fisiológicas e anatômicas únicas, previamente detalhadas no Capítulo 1. Estas compreendem, principalmente, o formato hidrodinâmico do corpo – alongado e fusiforme, aberturas nasais na parte superior da cabeça, membros anteriores achatados em forma de nadadeiras, estruturas desenvolvidas a partir de tecidos não ósseos como as nadadeiras dorsal e caudal, a perda dos membros posteriores e da cintura pélvica, a internalização dos órgãos genitais, glândulas mamárias e aparato auditivo, a pele extremamente lisa, a camada de gordura subcutânea espessa e a ausência ou escassez de pêlos (Jefferson *et al.*, 1993).

Considerados mamíferos de alto valor adaptativo, alto nível de inteligência e mobilidade, os cetáceos apresentam considerável habilidade de explorar uma grande diversidade de habitats (Nowak, 2003). Cada espécie de cetáceo tem seu padrão de distribuição particular de acordo com seus comportamentos, necessidades ecológicas e características ambientais (Jefferson *et al.*, 1993). Atualmente existem pelo menos 88 espécies viventes que se dividem em dois clados: Mysticeti e Odontoceti. No Brasil, conforme visto nos capítulos anteriores, ocorrem oito espécies de misticetos e 33 de odontocetos (Reis *et al.*, 2006). Dos oito misticetos, cinco estão incluídos na Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.

Os cetáceos são considerados componentes vitais da biodiversidade aquática marinha e fluvial. Sua importância ecológica no ecossistema se relaciona, entre outros aspectos, com a manutenção do equilíbrio da estrutura trófica (Katona e Whitehead, 1988; Parsons, 1992). Além disso, esses mamíferos marinhos se apresentam como potenciais bioindicadores da qualidade ambiental (Norse, 1993; Marine Mammal Commission, 1999; Van Bresseem *et al.*, 2003). Portanto, o conhecimento sobre a ocorrência e distribuição das espécies em áreas de interesse para o desen-

volvimento econômico das nações é um dos tópicos essenciais para o desenvolvimento de estratégias de exploração dos recursos minerais disponíveis.

Existem técnicas científicas aplicadas ao conhecimento da ocorrência e distribuição de mamíferos aquáticos, que abrangem desde o registro de espécimes ao longo das praias (Geraci e St. Aubin, 1979) até a observação direta em áreas de interesse por diversos meios (ex. aeronaves, embarcações, pontos de visada), e são básicas para os estudos de modelagem que permitem entender os processos ecológicos que determinam esta distribuição (Redfern *et al.*, 2006).

Os principais fatores geradores de encalhes estão provavelmente relacionados às condições oceanográficas e topográficas locais (Brabyn e McLean, 1992), como rápidas variações de marés associadas a regiões costeiras com formações de bancos de areia; perseguição de presas e fuga de predadores em águas rasas (Casinos e Vericad, 1976; Norez e Perez, 1988); doenças virais (Duignan *et al.*, 1995; Dhermain *et al.*, 2002); infecções parasitárias pronunciadas (Ridgway e Dailey, 1972); contaminação por toxinas geradas por marés vermelhas ou compostos organoclorados (Geraci *et al.*, 1989); falhas no direcionamento de navegação pela possível sensibilidade dos cetáceos em relação aos contornos magnéticos da Terra (Klinowska, 1986; 1991) e outros impactos de natureza antrópica como capturas acidentais (Perrin *et al.*, 1994; Read *et al.*, 2003) e colisões com embarcações (Jensen e Silber, 2003).

Os encalhes podem gerar informações valiosas quanto à distribuição e abundância relativa (Berrow, 2001), *status* populacional, morfologia, doenças e história natural dos cetáceos, principalmente se forem consideradas séries amostrais de longo prazo (Geraci e St. Aubin, 1979; Odell, 1991). O registro de encalhes representa, portanto, uma excelente fonte de informações para o estudo de cetáceos, apresentando-se como uma ótima oportunidade de se gerar subsídios para o melhor conhecimento das espécies. Igualmente, as observações embarcadas, mesmo que ocasionais, fornecem informações de interesse para o conhecimento sobre o comportamento, distribuição, abundância relativa, *status* populacional e história natural dos cetáceos.

A Bacia de Campos é uma importante área de uso por parte de diversas espécies de cetáceos, incluindo espécies migratórias e residentes (Siciliano *et al.*, 2006). Nesse contexto, o presente trabalho tem como objetivos registrar a diversidade, distribuição e sazonalidade de cetáceos ao longo do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro.

Material e Métodos

Monitoramento de praia

Entre janeiro de 2009 e setembro de 2010, foram realizados monitoramentos de praia regulares ao longo do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro pela equipe do Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos (GEMM-Lagos), FIOCRUZ. Estes monitoramentos foram realizados no âmbito do “Projeto Habitats - Heterogeneidade Ambiental da Bacia de Campos”, coordenado pelo CENPES/PETROBRAS, com o intuito de recolher informações sobre a ocorrência de aves, quelônios e mamíferos marinhos ao longo da área de estudo.

A região compreendida entre Praia de Itaúna, Saquarema e Praia Grande, Arraial do Cabo foi monitorada quinzenalmente durante o ano de 2009, assim como a Praia Rasa, Armação dos Búzios e sua extensão norte até a foz do Rio São João (Área A). Adicionalmente, a região entre a Praia de João Francisco e Barra do Furado, Quissamã (Área B) foi monitorada mensalmente durante o ano de 2009, totalizando cerca de 1250 km de área percorrida neste ano (Figura 1). Entre janeiro e abril de 2010, ambas as regiões passaram a ser monitoradas semanalmente e, entre maio e setembro, diariamente, com exceção da área entre Saquarema e Arraial do Cabo, que teve seu monitoramento interrompido neste ano. A intensificação dos monitoramentos em 2010, que totalizou cerca de 12000 km percorridos, teve o intuito de atender ao Licenciamento de Atividade de Perfuração Marítima nos Blocos BM-C-26 e BM-C-27 da Bacia de Campos.

Casos de encalhe de mamíferos marinhos na região também foram reportados à equipe de monitoramento por meio de um programa de ‘disque-carcaça’, que contou com a colaboração do Corpo de Bombeiros, Secretarias Municipais de Meio Ambiente, Colônias de Pesca, membros de comunidades locais e turistas. Adicionalmente, foram utilizadas informações referentes ao encalhe de mamíferos marinhos para esta área entre março de 1999 e outubro de 2008, e à avistagem, no período de janeiro de 1999 a maio de 2008, provenientes do banco de dados do GEMM-Lagos/FIOCRUZ. Os procedimentos de campo foram definidos com base em protocolos internacionais como os descritos em Geraci e Lounsbury (1993) e Pugliares *et al.* (2007). Os exemplares foram identificados quanto à espécie seguindo padrões morfológicos descritos na literatura (Jefferson *et al.*, 1993; Reeves *et al.*, 2009).

Os procedimentos associados ao exame das carcaças e à coleta de amostras dependeram em parte de seu estado de decomposição, cuja avaliação seguiu a classificação proposta por Geraci e Lounsbury (1993). As medidas morfométricas e a determinação do sexo foram realizadas conforme descrito no Plano de Ação de Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001). Indivíduos vivos ou em estado inicial de decomposição foram examinados em relação à presença de marcas de interação com artefatos de pesca.

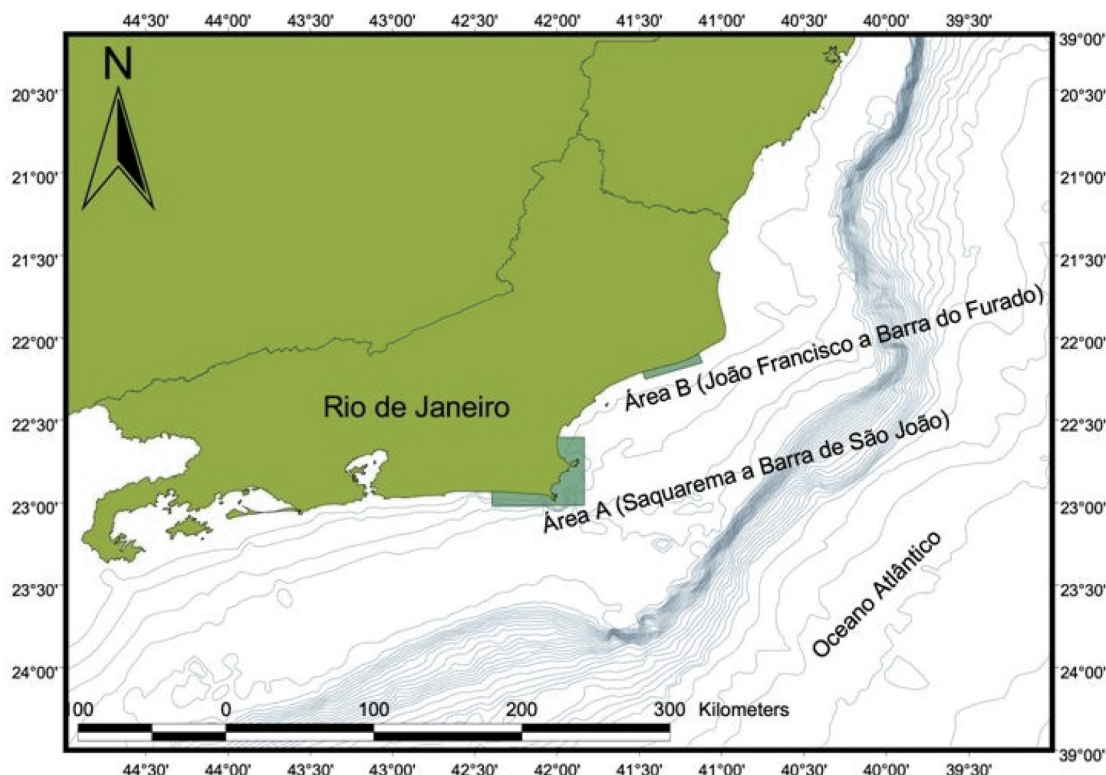


Figura 1 – Áreas diretamente monitoradas pela equipe do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Áreas A e B) no litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2010.

Censo visual embarcado

A PETROBRAS, por muitos anos, tem apoiado diversos projetos voltados para a pesquisa e conservação de mamíferos marinhos com áreas de abrangência local e nacional. Para este estudo, foram consideradas informações provenientes de avistagens dedicadas e ocasionais realizadas entre 1999 e 2009 na área de estudo, incluindo a Bacia de Campos. Os dados de avistagem incluíram também as realizadas durante uma campanha oceanográfica, no primeiro semestre de 2009, através de plataforma de oportunidade. Foram registradas informações como comportamento, composição de grupo, atividade de forrageio, interação intra e inter-es-

pecífica, número de indivíduos, proximidade de embarcações ou redes de pesca, além da identificação específica, localização e data.

Compilação e Análise dos Dados

Após a compilação de todos os dados, foi determinada a frequência relativa de cada espécie encalhada e avistada. As proporções de encalhe de cetáceos, misticetos e odontocetos, foram comparadas por estação do ano: verão (dezembro a fevereiro), outono (março a maio), inverno (junho a agosto) e primavera (setembro a novembro); por período: chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro); e por período: com ressurgência (setembro a fevereiro) e sem ressurgência (março a agosto). Foi verificada ainda a distribuição das espécies em relação à distância da costa e à cota batimétrica da avistagem, visando identificar padrões preferenciais das espécies quanto a estes atributos. A significância estatística dessas variações foi determinada através do teste de qui-quadrado.

Resultados

Ocorrência e distribuição

Foram registrados 223 espécimes de cetáceos encalhados na costa centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre março de 1999 e setembro de 2010 (Figura 2). No total, foram identificadas 20 espécies de cetáceos, sendo cinco pertencentes à subordem Mysticeti e 15 à subordem Odontoceti (Tabela 1). A variação temporal dos registros de encalhe (Figura 3) reflete a grande diferença de esforço amostral no período entre 1999 e 2010. Foram observados cerca de 1787 indivíduos de cetáceos em 203 eventos de avistagem ao longo do litoral centro-norte fluminense entre janeiro de 1999 e maio de 2009 (Figura 4). Foram identificadas 15 espécies de cetáceos, sendo cinco pertencentes à subordem Mysticeti e 10 à subordem Odontoceti (Tabela 2). Igualmente, a variação temporal dos registros de avistagem (Figura 3) reflete a grande diferença de esforço amostral no período entre 1999 e 2009, além do caráter oportunístico dessas observações.

Entre encalhes e avistagens, foram reportadas 24 espécies distintas de cetáceos na Bacia de Campos, sendo seis pertencentes à subordem Mysticeti e 18 à subordem Odontoceti. As espécies mais abundantes na região foram *Megaptera novaeangliae*, misticeto popularmente conhecido como baleia-jubarte, e *Sotalia*

guianensis, odontoceto popularmente chamado de boto-cinza. A abundância de ambas as espécies ficou evidente tanto através dos registros de encalhe quanto de avistagem (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1 – Número absoluto e frequência relativa das espécies de cetáceos encalhadas na área de estudo entre 1999 e 2010. Onde: NI = não identificado.

Sub-ordem	Família	Espécie	Nome popular	N	%
Mysticeti				47	21,1
	Balaenopteridae			42	18,8
		<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleia-jubarte	23	10,3
		<i>Balaenoptera edeni</i>	Baleia-de-Bryde	9	4,0
		<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-minke-anã	7	3,1
		<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	Baleia-minke-antártica	1	0,4
	NI			2	0,9
	Balaenidae			4	1,8
		<i>Eubalaena australis</i>	Baleia-franca-do-sul	4	1,8
	NI			1	0,4
Odontoceti				172	77,1
	Delphinidae			157	70,4
		<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	85	38,1
		<i>Tursiops truncatus</i>	Golfinho-nariz-de-garrafa	18	8,1
		<i>Steno bredanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos	11	4,9
		<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado-do-Atlântico	14	6,3
		<i>Stenella attenuata</i>	Golfinho-pintado-Pantropical	2	0,9
		<i>Stenella clymene</i>	Golfinho-de-Clymene	1	0,4
		<i>Delphinus</i> sp.	Golfinho-comum	9	4,0
		<i>Lagenodelphis hosei</i>	Golfinho-de-Fraser	2	0,9
		<i>Orcinus orca</i>	Baleia orca	2	0,9
		<i>Feresa attenuata</i>	Orca-pigméia	1	0,4
		<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Baleia-piloto-de-peitorais-curtas	3	1,3
	NI			9	4,0
	Pontoporiidae			8	3,6
		<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	8	3,6
	Kogiidae			4	1,8
		<i>Kogia beviceps</i>	Cachalote-pigmeu	3	1,3
		<i>Kogia sima</i>	Cachalote-anão	1	0,4
	Physeteridae			2	0,9
		<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	2	0,9
	NI			1	0,4

Tabela 2— Número absoluto e frequência relativa das espécies de cetáceos avistadas na área de estudo entre 1999 e 2009. Onde: Navist. = número absoluto de avistagens, Nindiv. = número absoluto de indivíduos avistados, NI = não identificado.

Sub-ordem	Família	Espécie	Nome popular	Navist.	%	Nindiv.	%
Mysticeti				107	52,7	175	9,8
	Balaenopteridae			107	52,7	175	9,8
		<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleia-jubarte	81	39,9	144	8,1
		<i>Balaenoptera edeni</i>	Baleia-de-Bryde	14	6,9	14	0,8
		<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-minke-anã	4	2,0	4	0,2
		<i>Balaenoptera bonaerensis</i>	Baleia-minke-antártica	5	2,5	10	0,6
		<i>Balaenoptera borealis</i>	Baleia-sei	2	1,0	2	0,1
	NI			1	0,5	1	0,1
Odontoceti				96	47,3	1612	90,2
	Delphinidae			86	42,4	1595	89,3
		<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	41	20,2	63	3,5
		<i>Tursiops truncatus</i>	Golfinho-nariz-de-garrafa	19	9,4	468	26,2
		<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado-do-Atlântico	7	3,4	236	13,2
		<i>Stenella attenuata</i>	Golfinho-pintado-Pantropical	4	2,0	141	7,9
		<i>Stenella longirostris</i>	Golfinho-rotador	1	0,5	40	2,2
		<i>Delphinus capensis</i>	Golfinho-comum-de-bico-longo	2	1,0	90	5,0
		<i>Grampus griseus</i>	Golfinho-de-Risso	7	3,4	76	4,3
		<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa-orca	1	0,5	50	2,8
		<i>Globicephala macrorhynchus</i>	Baleia-piloto-de-peitorais curtas	1	0,5	9	0,5
	NI			3	1,5	422	23,6
	Pontoporiidae			9	4,4	12	0,7
		<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	9	4,4	12	0,7
	NI			1	0,5	5	0,3

A maioria das ocorrências de cetáceos na região, tanto de encalhe quanto de avistagem, se deu nos meses de inverno (Tabela 3), período seco (Tabela 4) e sem ressurgência (Tabela 5). A diferença entre as proporções de odontocetos encalhados nos períodos seco e chuvoso mostrou-se estatisticamente significativa ($p < 0,05$) ao apresentar maior número de encalhes no período seco (Tabela 4). O grande número de odontocetos fez com que a diferença entre as proporções de cetáceos encalhados nos períodos seco e chuvoso fosse igualmente significativa (Tabela 4). Entre os mysticetos, a diferença nas proporções de indivíduos encalhados nos períodos com ressurgência e sem ressurgência foi estatisticamente significativa ($p < 0,05$) ao demonstrar maior número de encalhes no período com ressurgência (Tabela 5). Os mysticetos apresentaram tendência inversa aos outros resultados devido ao padrão de ocorrência distinto da espécie mais representativa do grupo.

Os registros de encalhe distribuíram-se pelas penínsulas e adjacências de Araraial do Cabo e Armação dos Búzios, além da área costeira ao sul da desembocadura do Rio Paraíba do Sul (Figura 2). Assim como observado para os registros de encalhe, a maioria das avistagens ocorreu nos meses de inverno (Tabela 3), período

do seco (Tabela 4) e sem ressurgência (Tabela 5). No entanto, houve significância estatística apenas entre as variações dos períodos seco e chuvoso (Tabela 4). A diferença entre as proporções de mysticetos avistados nos períodos seco e chuvoso foi estatisticamente significativa ($p < 0,05$) ao demonstrar maior número de registros no período seco (Tabela 4).

No que se refere à distância da costa e cota batimétrica das avistagens realizadas entre 1999 e 2009, estas ocorreram de 0,1 km a 271 km da costa entre as cotas batimétricas de 1 m a 3379 m de profundidade. A espécie registrada mais próxima à costa foi o boto-cinza, enquanto a mais distante foi o golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*), distante 271,1 km da costa. No que diz respeito à profundidade dos locais de avistagem, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*), a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) e a toninha (*Pontoporia blainvillei*) foram as espécies avistadas nas menores cotas batimétricas (1 m) enquanto o golfinho-de-Risso foi registrado na maior (3379 m). As espécies com maior frequência de avistagem são apresentadas na Figura 5, considerando-se as distâncias da costa e cota batimétrica das suas observações.

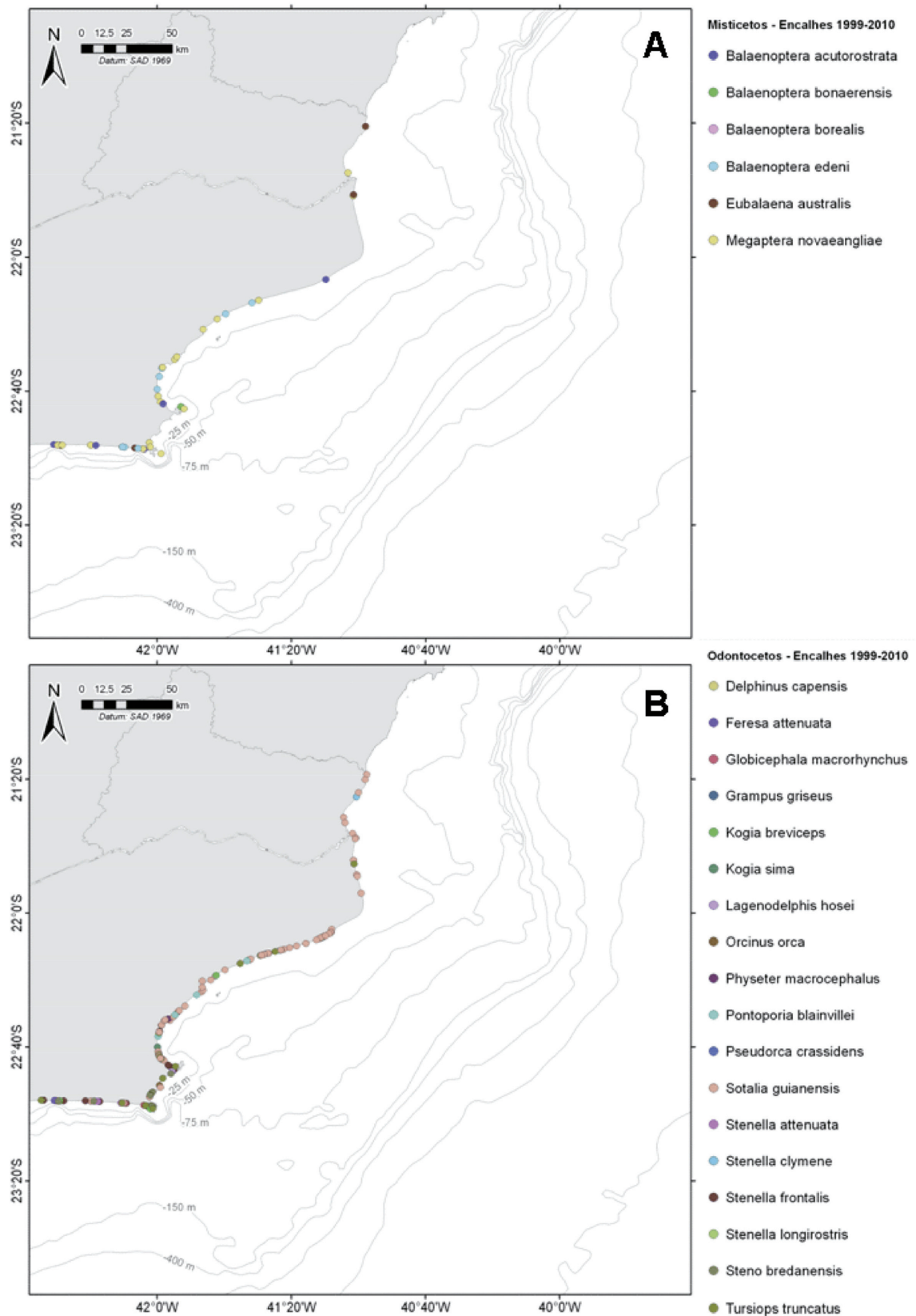


Figura 2 – Distribuição geográfica dos registros de encalhe de cetáceos na costa centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre 1999 e 2010. **(A)** Registros de encalhe de misticetos. **(B)** Registros de encalhe de odontocetos.

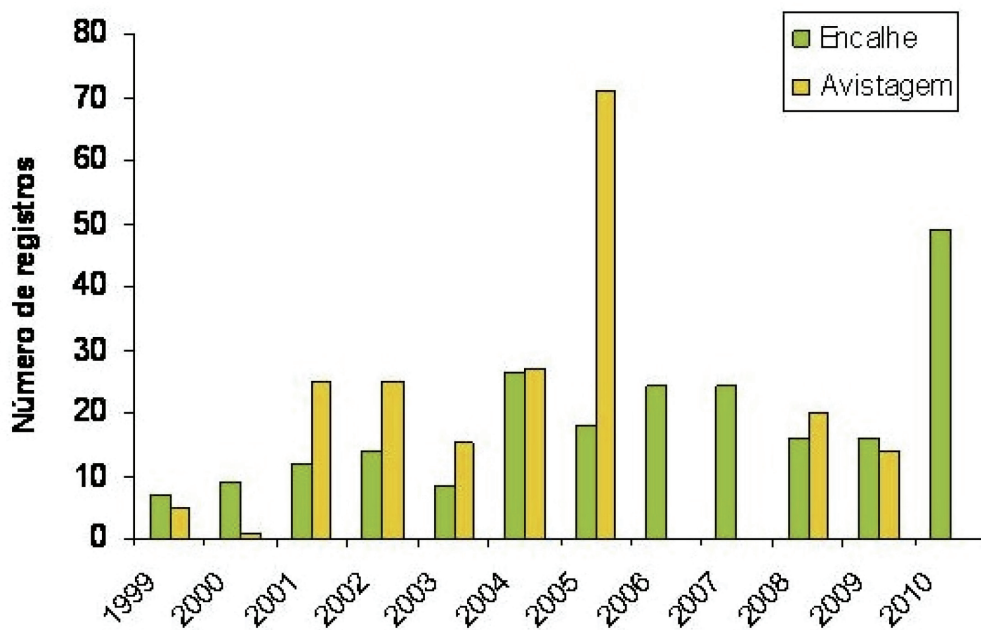


Figura 3 – Variação temporal de encalhes e avistagens de cetáceos entre 1999 e 2010 na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro.

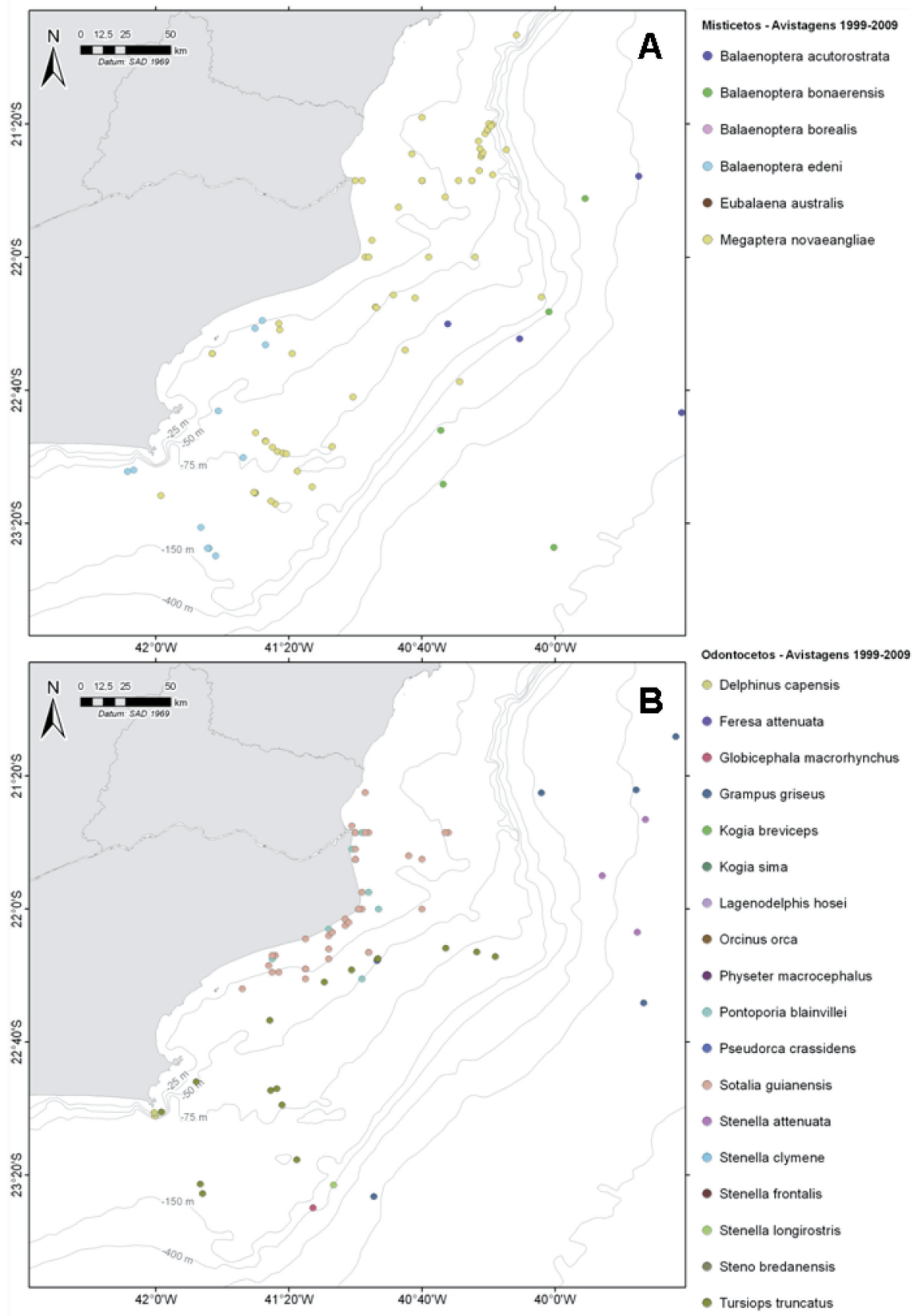


Figura 4 – Distribuição geográfica dos registros de avistagem de cetáceos na costa centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre 1999 e 2009. **(A)** Registros de avistagem de misticetos. **(B)** Registros de avistagem de odontocetos.

Tabela 3 – Número total de encalhes (Nenc.) e de avistagens (Navis.) de cetáceos, mysticetos e odontocetos, entre 1999 e 2010 e porcentagem representativa (%) por estação do ano.

Cetáceos	Nenc.	%	Navis.	%
Verão (Dezembro - Fevereiro)	37	16,89	36	18,18
Outono (Março - Maio)	37	16,89	37	18,69
Inverno (Junho - Agosto)	76	34,70	74	37,37
Primavera (Setembro - Novembro)	69	31,51	51	25,76
Misticetos	Nenc.	%	Navis.	%
Verão (Dezembro - Fevereiro)	9	19,15	9	8,65
Outono (Março - Maio)	4	8,51	12	11,54
Inverno (Junho - Agosto)	11	23,40	48	46,15
Primavera (Setembro - Novembro)	23	48,94	35	33,65
Odontocetos	Nenc.	%	Navis.	%
Verão (Dezembro - Fevereiro)	28	16,28	27	28,72
Outono (Março - Maio)	33	19,19	25	26,60
Inverno (Junho - Agosto)	65	37,79	26	27,66
Primavera (Setembro - Novembro)	46	26,74	16	17,02

Tabela 4 – Significância das diferenças entre as proporções de cetáceos, mysticetos e odontocetos, encalhados (enc.) e avistados (avis.) na costa centro-norte do estado do Rio de Janeiro entre 1999 e 2010, considerando o período chuvoso e o período seco. (*) A diferença entre as proporções é estatisticamente significativa já que $p < 0,05$.

Cetáceos	Nenc.	%	Navis.	%
Período chuvoso (Outubro - Março)	86	39,27	58	29,29
Período seco (Abril - Setembro)	133	60,73	140	70,71
Significância	$p \approx 0,001^*$		$p \approx 0,0001^*$	
Misticetos	Nenc.	%	Navis.	%
Período chuvoso (Outubro - Março)	20	42,55	17	16,35
Período seco (Abril - Setembro)	27	57,45	87	83,65
Significância	$p \approx 0,3$		$p \approx 0,0001$	
Odontocetos	Nenc.	%	Navis.	%
Período chuvoso (Outubro - Março)	66	38,37	41	43,62
Período seco (Abril - Setembro)	106	61,63	53	56,38
Significância	$p \approx 0,002^*$		$p \approx 0,25$	

Tabela 5 – Significância das diferenças entre as proporções de cetáceos, misticetos e odontocetos, encalhados (enc.) e avistados (avis.) na costa centro-norte do estado do Rio de Janeiro entre 1999 e 2010, considerando o período de ressurgência e o período sem ressurgência. (*) A diferença entre as proporções é estatisticamente significativa já que $p < 0,05$.

Cetáceos	Nenc.	%	Navis.	%
Período com ressurgência (Setembro - Fevereiro)	106	48,40	87	43,94
Período sem ressurgência (Março - Agosto)	113	51,60	111	56,06
Significância	$p \approx 0,65$		$p \approx 0,08$	
Misticetos	Nenc.	%	Navis.	%
Período com ressurgência (Setembro - Fevereiro)	32	68,09	44	42,31
Período sem ressurgência (Março - Agosto)	15	31,91	60	57,69
Significância	$p \approx 0,01^*$		$p \approx 0,4$	
Odontocetos	Nenc.	%	Navis.	%
Período com ressurgência (Setembro - Fevereiro)	74	43,02	43	45,74
Período sem ressurgência (Março - Agosto)	98	56,98	51	54,26
Significância	$p \approx 0,07$		$p \approx 0,12$	

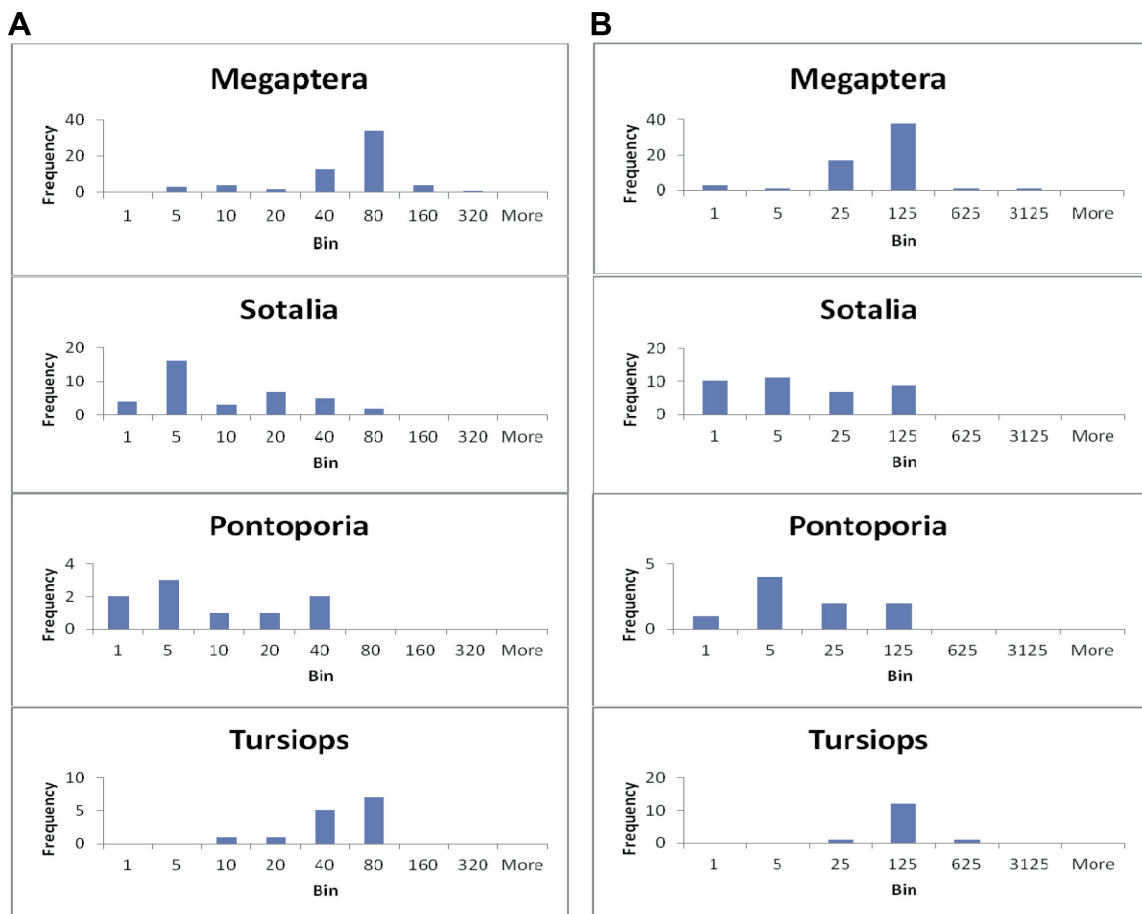


Figura 5 – Frequência de registro das principais espécies de cetáceos avistadas durante as observações embarcadas em relação à (A) distância da costa e (B) cota batimétrica na Bacia de Campos entre janeiro de 1999 e setembro de 2009.

Misticetos na Bacia de Campos

Família Balaenopteridae

Baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*): esta espécie totalizou 23 encalhes entre 1999 e 2010 (Tabela 1), estando distribuídos ao longo de toda a área de estudo (Figura 2). Indivíduos jovens e adultos (de ambos os sexos), além de um filhote foram constatados. O comprimento total dos espécimes variou entre 4,63 e 15 metros. A maioria dos encalhes, assim como das avistagens, foi registrada durante o inverno e a primavera. Entre 1999 e 2009, foram avistados espécimes isoladamente, assim como em grupos de até quatro indivíduos entre 1,2 km e 188,9 km da costa, em cotas batimétricas que variaram de 1 m a 2613 m de profundidade (Tabela 2; Figuras 4 e 5).

Baleia-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*): nove registros de encalhe de Baleia-de-Bryde foram contabilizados entre 1999 e 2010 (Tabela 1), estando distribuídos entre Quissamã e Arraial do Cabo (Figura 2). Dois indivíduos foram identificados como machos e os outros sete não puderam ser identificados quanto ao sexo devido ao avançado estágio de decomposição. Foram constatados encalhes em todas as estações do ano, porém sem predomínio em nenhuma delas. O comprimento total dos espécimes encahados variou entre 7,17 e 14,05 metros. Foram avistados indivíduos desta espécie, sempre isoladamente, durante o verão e o outono entre 12 km e 65 km da costa, em cotas batimétricas que variaram de 4 m a 140 m de profundidade (Tabela 2; Figura 4).

Baleia-minke-anã (*Balaenoptera acutorostrata*): foram registrados sete encalhes desta espécie (Tabela 1) entre as localidades de Quissamã e Saquarema (Figura 2). Apenas um indivíduo pôde ser identificado quanto ao sexo (macho). O comprimento total dos espécimes encahados variou entre 3,13 e 4,5 metros. Não houve registros de encalhe desta espécie no outono. No entanto, indivíduos foram avistados durante esta estação na área de estudo, sempre isoladamente, entre 60 km e 189,1 km da costa, em cotas batimétricas que variaram de 97 m a 2875 m de profundidade (Tabela 2; Figura 4).

Baleia-minke-antártica (*Balaenoptera bonaerensis*): apenas um encalhe de baleia-minke-antártica foi registrado na costa centro-norte fluminense entre 1999 e 2010 (Tabela 1). Este encalhe, de um indivíduo ainda vivo, ocorreu em agosto de 2004 na Praia dos Ossos, Armação dos Búzios. Foram avistados exemplares desta

espécie, isoladamente ou em grupos de até quatro indivíduos, durante o outono, inverno e primavera, entre 103,5 km e 192,7 km da costa e em cotas batimétricas que variaram de 474 m a 2841 m de profundidade (Tabela 2; Figura 4).

Baleia-sei (*Balaenoptera borealis*): apesar de não haver registros de encalhe desta espécie na área de estudo, foram avistados dois indivíduos isoladamente, ambos em junho de 2005 (Tabela 2; Figura 4).

Família Balaenidae

Baleia-franca-do-sul (*Eubalaena australis*): foram registrados quatro encalhes de baleia-franca-do-sul (Tabela 1) entre São Francisco do Itabapoana e Saquarema (Figura 2). Três espécimes não puderam ser identificados quanto ao sexo devido ao avançado estágio de decomposição, e um foi identificado como macho. Os encalhes ocorreram predominantemente no inverno e na primavera. Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Odontocetos na Bacia de Campos

Família Delphinidae

Boto-cinza (*Sotalia guianensis*): esta espécie foi representada por 85 encalhes (Tabela 1), com maior concentração ao norte da península de Armação dos Búzios (Figura 2). Foram identificados 26 indivíduos machos e 20 fêmeas. Não foi possível determinar o sexo de 39 exemplares em função de seu avançado estágio de decomposição. O comprimento total variou entre 0,70 e 2,12 metros, um dos maiores espécimes já registrados pela literatura. Houve registro dessa espécie em todas as estações do ano, mas a maioria dos encalhes e das avistagens ocorreu no inverno e na primavera. Exemplares foram avistados isoladamente, assim como em grupos de aproximadamente sete indivíduos, entre 0,3 km e 49,5 km da costa, em cotas batimétricas que variaram de 1 m a 53 m de profundidade (Tabela 2; Figuras 4 e 5).

Golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*): esta espécie foi representada por 18 encalhes (Tabela 1), distribuídos por grande parte da área de estudo, porém com uma predominância dos registros na Região dos Lagos (Figura 2). Entre os encalhes, foram identificados seis indivíduos machos e duas fêmeas. Dez não puderam ser identificados quanto ao sexo em função de seu avançado estágio de decomposição. O comprimento total dos espécimes encalhados variou entre 1,06

e 3,35 metros. Os encalhes ocorreram em três estações do ano (verão, outono e inverno), com maior incidência nos meses de inverno. Espécimes foram avistados durante todas as estações, frequentemente em grupos de até 100 indivíduos aproximadamente, entre 5 km e 79,5 km da costa, em cotas batimétricas que variaram de 21 m a 134 m de profundidade (Tabela 2; Figuras 4 e 5).

Golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*): esta espécie foi representada por 11 encalhes (Tabela 1) na área entre Quissamã e Saquarema, porém com maior concentração entre Arraial do Cabo e Cabo Frio (Figura 2). Dos 11 espécimes encalhados, foram identificados quatro machos e uma fêmea. Os demais não puderam ser identificados quanto ao sexo em função de seu avançado estágio de decomposição. O comprimento total dos espécimes variou entre 2,50 e 2,74 metros, indicando o estágio adulto. Os encalhes ocorreram em três estações do ano, exceto na primavera. Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*): esta espécie foi representada por 14 encalhes (Tabela 1) entre Armação dos Búzios e Saquarema (Figura 2). Entre os 14 espécimes encalhados, cinco eram machos, cinco fêmeas e quatro não puderam ter o sexo identificado devido ao seu avançado estágio de decomposição. Os espécimes tiveram o comprimento total variando entre 1,29 e 2,08 metros. Houve predomínio de encalhes durante o inverno e a primavera, enquanto que todas as avistagens ocorreram no verão. Espécimes foram avistados em grupos de até 150 indivíduos aproximadamente (Tabela 2; Figura 4).

Golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*): foram registrados apenas dois encalhes desta espécie na área de estudo (Tabela 1). Os dois espécimes eram machos, um deles encalhou em Arraial do Cabo e tinha 2 metros de comprimento total, enquanto o outro tinha 1,64 metros e seu encalhe foi registrado em Araruama (Figura 2). Os dois encalhes ocorreram no mês de junho (inverno) nos anos de 2001 e 2006. Espécimes foram avistados em quatro ocasiões, predominantemente no outono, em grupos de até 100 indivíduos aproximadamente, entre 126,2 km e 144,6 km da costa, em cotas batimétricas que variaram de 1524 m a 2117 m de profundidade (Tabela 2; Figura 4).

Golfinho-de-Clymene (*Stenella clymene*): entre 1999 e 2010, foi registrado apenas um encalhe desta espécie na costa centro-norte do Estado do Rio de Janeiro (Tabela 1; Figura 2). Este encalhe ocorreu em abril de 2010 em São Francisco do Itabapoana, extremo norte do estado, e se tratava de um macho adulto de 2,02

metros de comprimento total, o maior já registrado para a espécie (Figura 2). Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Golfinho-rotador (*Stenella longirostris*): apesar de não haver registros de encalhe desta espécie na área de estudo, foi avistado um grupo com cerca de 40 indivíduos, em fevereiro de 2005. O grupo estava a 102,6 km da costa, em cota batimétrica de 144 m de profundidade (Tabela 2; Figura 4).

Golfinho-comum (*Delphinus* sp.): foram registrados nove encalhes de golfinho-comum (Tabela 1), todos entre Cabo Frio e Saquarema (Figura 2). Um dos espécimes foi identificado como fêmea, enquanto os outros não tiveram o sexo determinado em decorrência de seu avançado estágio de decomposição. Foram registrados encalhes em todas as estações do ano. O comprimento total dos espécimes variou entre 1,62 e 1,86 metros. Foram avistados grupos com aproximadamente 40 e 50 indivíduos de *Delphinus capensis* em 2005 na área de estudo (Tabela 2; Figura 4).

Golfinho-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*): foram registrados dois encalhes desta espécie (Tabela 1), um em Armação dos Búzios e o outro em Arraial do Cabo (Figura 2). Os dois encalhes aconteceram no mês de setembro, nos anos de 1999 e 2004, respectivamente. Um dos espécimes estava em avançado estágio de decomposição, não sendo possível identificar o sexo e o comprimento total, o outro foi identificado como um macho de 2,2 metros de comprimento. Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*): apesar de não haver registros de encalhe desta espécie na área de estudo, foram avistados grupos com cerca de seis a 30 indivíduos, predominantemente no outono, em 2005 e 2008 (Tabela 2; Figura 4).

Orca (*Orcinus orca*): esta espécie foi representada por dois encalhes (Tabela 1), um em Arraial do Cabo e o outro em Cabo Frio, respectivamente em 2001 e 2009 (Figura 2). O primeiro era uma fêmea de 4,69 metros de comprimento total e o segundo se tratava de um macho juvenil com 3 metros de comprimento total. Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Orca-pigméia (*Feresa attenuata*): apenas um encalhe de orca-pigméia foi registrado na área de estudo desde 1999 (Tabela 1). Este encalhe foi registrado em junho de 2007, em Saquarema (Figura 2) e representa o único encalhe conhecido de *Feresa attenuata* para a costa do Estado do Rio de Janeiro. Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Falsa-orca (*Pseudorca crassidens*): apesar de não haver registros de encalhe desta espécie na área de estudo, foi avistado um grupo com cerca de 50 indivíduos, em junho de 2005. O grupo estava a 29,4 km da costa, em cota batimétrica de 48 m (Tabela 2; Figura 4).

Baleia-piloto-de-peitorais-curtas (*Globicephala macrorhynchus*): foram registrados dois encalhes desta espécie (Tabela 1), ambos em Arraial do Cabo (Figura 2), no inverno de 2000 e 2004. Um dos espécimes era um macho de 4,15 metros de comprimento total, enquanto o outro não pôde ter o sexo e o comprimento determinados devido ao seu avançado estágio de decomposição. Foi avistado um grupo com cerca de nove indivíduos em maio de 2008 na área de estudo. O grupo estava a 99,7 km da costa, em cota batimétrica de 102 m (Tabela 2; Figura 4).

Família Pontoporiidae

Toninha (*Pontoporia blainvillei*): foram registrados oito encalhes desta espécie (Tabela 1), distribuídos entre Casimiro de Abreu e Quissamã (Figura 2). Os encalhes ocorreram predominantemente no verão. Foram identificados dois machos e uma fêmea. Não foi possível determinar o sexo dos demais exemplares em função de seu avançado estágio de decomposição. Os espécimes encalhados variaram entre 0,86 e 1,50 metros de comprimento total. Espécimes foram avistados durante o outono e inverno, isoladamente ou em pequenos grupos, entre 0,9 km e 33,8 km da costa, em cotas batimétricas que variaram de 1 m a 45 m (Tabela 2; Figuras 4 e 5).

Família Kogiidae

Cachalote-anão (*Kogia sima*): esta espécie foi representada por um único encalhe em Cabo Frio, em abril de 2009 (Tabela 1; Figura 2). O sexo e o comprimento não puderam ser definidos em função de seu avançado estado de decomposição. Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Cachalote-pigmeu (*Kogia breviceps*): foram registrados três encalhes desta espécie (Tabela 1): em Arraial do Cabo em setembro de 2005, em Saquarema em dezembro de 2005 e em Macaé em maio de 2010 (Figura 2). Um dos espécimes era uma fêmea, enquanto os outros não tiveram o sexo identificado. Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Família Physeteridae

Cachalote (*Physeter macrocephalus*): esta espécie teve apenas dois encalhes registrados na área de estudo (Tabela 1). Um macho de 12 metros de comprimento total encalhou em março de 1999 em Arraial do Cabo, e um neonato de 3,26 metros encalhou em 2005 em Rio das Ostras (Figura 2). Não houve registro de avistagem desta espécie na área de estudo.

Discussão

Ocorrência e distribuição

Embora se tenha observado grande diferença amostral entre 1999 e 2009, mudanças de condições climáticas e fenômenos como o El Niño e La Niña podem influenciar o deslocamento e a mortalidade, assim como a dinâmica de avistagens e encalhes de cetáceos, uma vez que interferem nas condições oceanográficas. Apesar do pouco conhecimento em relação à real influência desses fenômenos sobre a fauna marinha como um todo, eventos pretéritos desses fenômenos tiveram consequências devastadoras na produtividade marinha da costa oeste da América do Sul, além de afetar o clima de diversas regiões do mundo (Bastida *et al.*, 2007).

A baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) utiliza a costa centro-norte fluminense como parte de sua rota migratória durante o inverno e a primavera (Siciliano *et al.*, 2006), o que faz com que a maioria de seus encalhes seja registrada durante a primavera, início do período com ressurgência na região.

Durante o verão, o vento nordeste ganha força, tornando-se o agente responsável pela intensificação do processo de ressurgência. À medida que ele afasta a massa d'água superficial próxima à costa, possibilita o afloramento de ACAS, que por sua vez, impulsiona toda a produtividade biológica local (Valentin, 2001). Porém, quando ocorre esse deslocamento de massa d'água, as chances das cargas de cetáceos à deriva chegarem à praia diminuem consideravelmente, uma vez que as mesmas serão afastadas da costa. Durante o inverno, o oposto acontece, quando o vento sudoeste passa a ser predominante na região (Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 1992). A ação do vento sudoeste empurra a água superficial em direção ao continente, causando o “empilhamento” da água na costa, e conseqüentemente as

chances das carcaças à deriva encalharem aumentam, o que explica a tendência observada nos resultados das análises, principalmente para os odontocetos.

No caso das penínsulas, a incidência de ventos na região é determinante para que haja este maior número de encalhes. Carcaças à deriva ao sul da área de estudo podem ter a península de Arraial do Cabo como um anteparo ao norte, assim como carcaças oriundas do norte da área de estudo podem ter a península de Armação dos Búzios como um anteparo ao sul. Além disso, a região de Arraial do Cabo e Cabo Frio apresenta plataforma continental estreita, onde a linha isobatimétrica dos 100 metros está localizada extremamente próxima da costa. Esta característica propicia que espécies tipicamente oceânicas se aproximem (De Moura *et al.*, 2010), contribuindo para um maior número de encalhes e de avistagens.

A diferença entre as proporções de mysticetos avistados nos períodos seco e chuvoso pode ser explicada pelo fato de que a baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*), espécie mais representativa entre os mysticetos, utiliza a costa centro-norte fluminense como parte de sua rota migratória durante o inverno e a primavera (Siciliano *et al.*, 2006), o que faz com que a maioria de suas avistagens seja registrada durante o período seco na região.

Misticetos na Bacia de Campos

Família Balaenopteridae

Baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*): a baleia-jubarte ocorre em todos os oceanos do planeta e apresenta padrões migratórios sazonais semelhantes às demais espécies de mysticetos (Dawbin, 1966; Jefferson *et al.*, 1993). Esta espécie é abundante no litoral brasileiro, especialmente na região do Arquipélago de Abrolhos, Bahia (Siciliano, 1997), um reconhecido sítio reprodutivo para esta população, que se desloca das Ilhas Geórgia do Sul / Sandwich do Sul em direção à costa Nordeste do Brasil. Apesar da baleia-jubarte se manter predominantemente afastada do continente durante sua migração, é comum avistar indivíduos desta espécie passando bem próximo da linha de costa na região próxima a Arraial do Cabo, onde a plataforma continental é estreita e a profundidade é maior, entre os meses de junho e dezembro (Siciliano *et al.*, 2006). A maior proporção de encalhes constatada neste mesmo período está de acordo com o esperado. O fato de haver registros de encalhe de indivíduos recém-nascidos, jovens e adultos (de ambos os

sexos), corrobora a existência de um corredor migratório da espécie na Bacia de Campos (Siciliano *et al.*, 2006). No entanto, novas informações precisam ser agregadas para uma maior compreensão acerca da ocorrência desta espécie no litoral brasileiro, principalmente no que diz respeito a suas rotas migratórias para áreas de reprodução.

Baleia-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*): a baleia-de-Bryde é o único balenopterídeo que habita exclusivamente águas tropicais e temperadas acima de 20 °C e raramente excede sua distribuição além dos 35 ° de latitude norte e sul. Esta espécie tende a se distribuir pelas zonas restritas de alta produtividade tropicais e subtropicais (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, existem registros de encalhes desde a costa do Maranhão até o Rio Grande do Sul, mas as avistagens dessa espécie concentram-se na região Sudeste (Siciliano *et al.*, 2006). Na Bacia de Campos, esta espécie é frequentemente avistada em águas próximas da costa (Siciliano *et al.*, 2004). Os encalhes registrados em todas as estações do ano, além das avistagens frequentes, sugerem que esta espécie possa ter uma população residente na Bacia de Campos. O encalhe de um indivíduo de sete metros de comprimento total corrobora esta hipótese, uma vez que um filhote só atinge este tamanho quando se aproxima dos seis meses de vida, idade em que passa a não ser mais dependente do leite materno. Além disso, avistagens de mães com filhotes nas proximidades de Armação dos Búzios e Arraial do Cabo já foram documentadas (Siciliano *et al.*, 2006). De acordo com seu padrão local de distribuição, esta espécie pode ser considerada componente da comunidade costeira de cetáceos da Bacia de Campos.

Baleia-minke-anã (*Balaenoptera acutorostrata*): a baleia-minke-anã é restrita ao hemisfério sul e apresenta aparentemente um padrão migratório característico, habitando águas frias no verão e águas mais quentes durante o inverno e a primavera. Ocorre em latitudes maiores que 7 °S no oeste do Oceano Atlântico Sul (Zerbini *et al.*, 1996). Na costa brasileira, é o balenopterídeo com maior número de encalhes registrados, desde o litoral do Rio Grande do Sul até a costa da Paraíba (Siciliano *et al.*, 2006). Entretanto, a maior porcentagem dos encalhes está concentrada nas regiões Sul e Sudeste, em concordância com a hipótese de que esta espécie é mais comum em médias latitudes do Oceano Atlântico Sul Ocidental (Siciliano *et al.*, 2006). Acredita-se que a região entre o Sudeste do Brasil e o norte da Argentina seja uma área de permanência de imaturos e mães acompanhadas de seus filhotes, enquanto indivíduos reprodutivamente ativos podem utilizar baixas

latitudes exclusivamente como área de acasalamento (Siciliano *et al.*, 2006). Os resultados encontrados neste estudo corroboram esta hipótese, uma vez que todos os exemplares encalhados desta espécie eram jovens com menos de 4,5 metros de comprimento total. Alguns estudos demonstram que a espécie é relativamente comum sobre a plataforma continental (Best, 1985; Zerbini *et al.*, 1997). No Brasil, aproximadamente 80% do total de encalhes de baleia-minke correspondem a indivíduos da forma anã, sugerindo que sua distribuição seja predominantemente costeira (Siciliano *et al.*, 2006). Adicionalmente, a maioria das avistagens confirmadas de *Balaenoptera acutorostrata* em águas brasileiras provém de áreas situadas entre a costa e o limite de quebra da plataforma continental, onde normalmente a batimetria gira em torno dos 200 metros. Em Arraial do Cabo, durante os meses de verão é comum avistar indivíduos de baleia minke-anã a partir de observações por ponto-fixa (Hassel *et al.*, 2003).

Baleia-minke-antártica (*Balaenoptera bonaerensis*): a espécie *Balaenoptera bonaerensis* possui distribuição circumpolar no hemisfério sul. No verão, encontra-se em águas da Antártida e, durante o inverno e a primavera, ocorre em águas oceânicas tropicais e subtropicais de todos os oceanos do hemisfério sul (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, a espécie ocorre em águas profundas sobre ou além do talude continental, desde o Rio Grande do Sul até o litoral do Nordeste, sendo este último uma provável área de reprodução desta espécie (IWC, 1991). Na Bacia de Campos, a baleia-minke-antártica pode ser observada durante sua migração, entre julho e setembro, especialmente no talude continental, entre 300 e 3000 metros de profundidade (Siciliano *et al.*, 2006). O único encalhe de *Balaenoptera bonaerensis* registrado neste estudo ocorreu em agosto, o que está de acordo com o período migratório conhecido para a espécie. O fato de haver um número elevado de encalhes de filhotes e juvenis no litoral sul do Brasil, Uruguai e norte da Argentina, aliado à falta de avistagens de fêmeas com filhotes na região Nordeste, levanta a suspeita de que fêmeas grávidas e os nascimentos possam estar ocorrendo em médias latitudes no Oceano Atlântico Sul Ocidental (Zerbini *et al.*, 1997).

Baleia-sei (*Balaenoptera borealis*): a espécie *Balaenoptera borealis* encontra-se em todos os oceanos, desde águas tropicais ou subtropicais até altas latitudes (Reeves *et al.*, 2009). A baleia-sei tende a ocupar águas profundas mais afastadas da costa. Esses organismos realizam migrações sazonais entre regiões subpolares e temperadas no verão e águas tropicais no inverno (Rice, 1998), período em que

ocorre o acasalamento. No hemisfério sul, este se dá entre maio e julho. Os nascimentos ocorrem no inverno, provavelmente em águas tropicais. Grupos de dois a cinco indivíduos são comumente observados, mas podem chegar a centenas conforme a disponibilidade de recursos alimentares (Gaskin, 1982).

Família Balaenidae

Baleia-franca-do-sul (*Eubalaena australis*): a baleia-franca-do-sul é a única espécie da família Balaenidae presente no hemisfério sul, ocorrendo entre 15 °S e 65 °S (Bastida *et al.*, 2007). Durante o verão, as baleias desta espécie se concentram em águas próximas da Convergência Antártica, onde podem se alimentar em virtude da alta produtividade local. Durante o inverno e a primavera, realizam extensos movimentos migratórios até áreas de reprodução e nascimento, situadas em regiões tropicais e subtropicais (Bastida *et al.*, 2007). A Península de Valdez, na Argentina, e a costa sul do Estado de Santa Catarina são os principais sítios reprodutivos da espécie no Oceano Atlântico Sul Ocidental (Bastida *et al.*, 2007).

No Brasil, as baleias-franca-do-sul podem ser avistadas entre os meses de julho e novembro desde o litoral sul da Bahia até o litoral do Rio Grande do Sul (Siciliano *et al.*, 2006). Na Bacia de Campos, grupos de baleia-franca-do-sul podem ser observados próximos da costa de Arraial do Cabo (Siciliano *et al.*, 2006), porém encalhes já foram registrados tanto na Região dos Lagos quanto no extremo norte fluminense, limite com o Estado do Espírito Santo (Figura 2). Dos quatro encalhes registrados na área de estudo, três aconteceram entre agosto e setembro e apenas um foi registrado fora do período esperado (janeiro de 2004).

Odontocetos na Bacia de Campos

Família Delphinidae

Boto-cinza (*Sotalia guianensis*): esta espécie é tipicamente costeira, encontrando-se em toda a costa Atlântica tropical e subtropical da América do Sul e Central, desde Honduras até Florianópolis, Brasil, onde águas temperadas ao sul determinam o limite de sua distribuição (Flores e Silva, 2009). É considerada uma espécie costeira, associada a baías e regiões estuarinas. Acredita-se que esteja representada por várias populações ao longo da costa da América do Sul (Flores e Silva, 2009). O boto-cinza é o cetáceo com maior abundância na costa centro-norte

fluminense, o que justifica a grande frequência de encalhes e de avistagens na região. Esta população está fortemente associada à desembocadura do Rio Paraíba do Sul, o que é comprovado pela clara diminuição dos encalhes na direção sul da área de estudo. Como a potencial área de distribuição desta espécie se dá até a isóbata de 30 metros (Di Benedetto, 2003), os indivíduos desta população ficam expostos à ação de redes de pesca que operam na região entre cinco e 67 metros de profundidade (Di Benedetto, 2003). As redes de pesca podem causar sérios impactos às comunidades de golfinhos, principalmente nas espécies costeiras, como no caso do boto-cinza. Estudos pretéritos indicam a intensa ocorrência de interações negativas entre essa espécie e artefatos de pesca (De Moura *et al.*, 2009a).

Golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*): esta espécie ocupa todos os mares tropicais e temperados, distribuindo-se principalmente em zonas costeiras, inclusive lagoas e estuários (Bastida *et al.*, 2007). É considerada uma espécie de grande plasticidade ambiental, pois suporta diferentes condições de temperatura, salinidade e turbidez, além de locais com alto nível de contaminação (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, o golfinho-nariz-de-garrafa é largamente distribuído pela costa, onde se identificam populações residentes em regiões estuarinas, lagoas costeiras e desembocaduras de rios no Rio Grande do Sul e Santa Catarina (Castello e Pinedo, 1977; Simões-Lopes *et al.*, 1998), além de populações oceânicas na região Nordeste, incluindo o Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Moreno *et al.*, 2009). Campanhas oceanográficas na Bacia de Campos, realizadas entre os anos de 2003 e 2005, demonstraram que a espécie é a mais frequente em áreas afastadas da costa (Siciliano *et al.*, 2006). A distribuição dos encalhes de *Tursiops truncatus* neste estudo reflete uma tendência de encalhes nas praias da Região dos Lagos (Figura 2), onde normalmente a água é mais fria, salobra, e existem locais de maior profundidade, o que poderia apontar uma preferência desta população por águas de características oceânicas. Os encalhes em pelo menos três estações do ano, assim como as avistagens frequentes ao longo de todo o ano, demonstram que a espécie é comum na região.

Golfinho-de-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*): o golfinho-de-dentes-rugosos é encontrado em águas tropicais e temperadas quentes de todo o mundo (Bastida *et al.*, 2007). Habita predominantemente águas oceânicas profundas, com raras exceções, como no caso da costa brasileira (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, esta espécie pode ser encontrada não apenas em regiões pelágicas, mas também

em águas de menor profundidade, próximas de praias, ilhas costeiras, baías e recifes de corais (Bastida *et al.*, 2007). Apesar de haver registros de encalhe desde a foz do Rio Paraíba do Sul até Saquarema, existe uma área específica em que grupos de golfinho-de-dentes-rugosos são constantemente avistados. Esta área está localizada entre Prainha, Arraial do Cabo e Praia do Forte, Cabo Frio, onde barcos de passeio comumente levam turistas para observarem os golfinhos. Os encalhes registrados neste estudo se concentram na mesma área em que os animais são constantemente avistados (Figura 2), o que pode ser mais um indício da existência de uma pequena população residente nesta região.

Golfinho-pintado-do-Atlântico (*Stenella frontalis*): o golfinho-pintado-do-Atlântico é uma espécie endêmica do Oceano Atlântico, distribuindo-se em águas tropicais, subtropicais e temperadas quentes. É uma das espécies mais comumente avistadas sobre a plataforma continental, podendo ser encontrada em águas costeiras com menos de 20 metros de profundidade e raramente em áreas de talude (Jefferson e Schiro, 1997). Os registros de encalhes e avistagens desta espécie para a costa brasileira parecem indicar uma descontinuidade na sua distribuição, formando aparentemente duas populações separadas por um hiato entre o norte do Espírito Santo e sul da Paraíba (Moreno *et al.*, 2005). *Stenella frontalis* é a espécie do gênero *Stenella* mais abundante das regiões Sul e Sudeste do Brasil (Moreno *et al.*, 2005), ocorrendo predominantemente sobre a plataforma continental, entre 100 e 200 metros de profundidade (Zerbini *et al.*, 2004). Na região Sul do país, os encalhes de golfinho-pintado-do-Atlântico acontecem predominantemente nos meses mais quentes, quando a área está sob maior influência da Corrente do Brasil (Moreno *et al.*, 2005), deixando a água em média 6 °C mais quente que nos meses de inverno. O presente estudo demonstra uma tendência inversa para a região Sudeste, onde 80% dos encalhes ocorreram no inverno, e nenhum durante o verão. A distribuição dos encalhes está restrita ao sul da área de estudo, entre Armação dos Búzios e Saquarema (Figura 2), onde águas de ressurgência são predominantes. Apesar de haver registros de capturas acidentais desta espécie no norte do Estado do Rio de Janeiro (Di Benedetto, 2003), aparentemente ela está mais concentrada nas proximidades da Região dos Lagos. Moreno *et al.* (2005) apontam uma preferência desta espécie por áreas influenciadas por correntes quentes e por áreas de ressurgência.

Golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*): o golfinho-pintado-pantropi-

cal se distribui em todas as zonas oceânicas equatoriais e subtropicais, entre os 40 °N e 40 °S (Bastida *et al.*, 2007). As populações mais abundantes se concentram em águas tropicais de baixa latitude (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, existem registros desde o Nordeste até o Rio de Janeiro, que parece ser o limite sul de distribuição da espécie no Oceano Atlântico Sul Ocidental (Siciliano *et al.*, 2006). A espécie habita águas profundas (Siciliano *et al.*, 2006), normalmente além do talude, o que justifica o pequeno número de encalhes desta espécie. Na Bacia de Campos, esta espécie pode ser avistada próxima a plataformas de petróleo, em águas de 500 a 1000 metros de profundidade (Siciliano *et al.*, 2006).

Golfinho-de-Clymene (*Stenella clymene*): esta espécie de golfinho é uma das menos conhecidas do gênero *Stenella* (Fertl *et al.*, 2003). Sua distribuição está restrita a águas tropicais e temperadas quentes do Oceano Atlântico, habitando predominantemente águas oceânicas (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, a maioria dos encalhes é registrada na região Nordeste, além de escassos registros para a região Sul (Moreno *et al.*, 2005). Até recentemente não existiam registros de encalhe nem de avistagem confirmados desta espécie para a Bacia de Campos. Apesar de sua ocorrência ser considerada provável (Siciliano *et al.*, 2006), o presente trabalho apresenta o primeiro registro de encalhe desta espécie para a região Sudeste do Brasil.

Golfinho-rotador (*Stenella longirostris*): a espécie *Stenella longirostris* apresenta ampla distribuição, ocorrendo em águas tropicais, subtropicais e em áreas temperadas quentes, apesar de menos frequente nesta última (Secchi e Siciliano, 1995). Os registros meridionais do golfinho-rotador para o Atlântico Sul correspondem ao Estado do Rio Grande do Sul, no Brasil (Zerbini e Kotas, 1998) e a costa da Namíbia, na África (Jefferson *et al.*, 1993). Apesar de ser geralmente considerada uma espécie pelágica, seus registros em regiões tropicais estão frequentemente associados a ilhas, bancos ou recifes, como ocorre em Fernando de Noronha (Silva Jr. e Silva, 1992). Sua ampla distribuição geográfica é acompanhada de notável plasticidade morfológica (Perrin e Gilpatrick, 1994).

Golfinho-comum (*Delphinus* sp.): o gênero *Delphinus* é atualmente dividido em duas espécies, golfinho-comum-de-bico-longo (*Delphinus capensis*) e o golfinho-comum-de-bico-curto (*Delphinus delphis*). Há pouco tempo, acreditava-se que as duas espécies apresentavam ecótipos próprios distintos com características morfológicas que os diferenciavam como, por exemplo, padrão de coloração, número de dentes e razão rostral (Bastida *et al.*, 2007). Porém, os recentes estudos têm

demonstrado que a taxonomia aplicada para estas espécies não é adequada (Tavares *et al.*, 2010). Ambas as espécies se distribuem pelos dois hemisférios, em águas tropicais e subtropicais (Bastida *et al.*, 2007). Apesar de *Delphinus capensis* ocorrer predominantemente em águas costeiras e *Delphinus delphis* em diversas regiões pelágicas, no Atlântico Ocidental Sudoeste as espécies são simpátricas e apresentam três estoques distintos (Tavares *et al.*, 2010). Segundo Tavares *et al.* (2010), existem dois padrões diferentes de habitats utilizados por *Delphinus* sp. no Brasil. Na região Sudeste, as avistagens desses indivíduos são restritas à área entre 18 e 70 metros de profundidade, enquanto que entre a região Sul do Brasil e a Argentina central, a grande maioria das avistagens é registrada em locais de maior profundidade, entre 71 e 1435 metros. Um dos estoques identificados está associado à ressurgência de Cabo Frio, o que é confirmado pelos registros apresentados no presente estudo. Os encalhes de *Delphinus* sp. na costa centro-norte fluminense se restringem à área entre Cabo Frio e Saquarema (Figura 2), refletindo assim a associação deste estoque com o processo de ressurgência da região.

Golfinho-de-Fraser (*Lagenodelphis hosei*): o golfinho-de-Fraser está distribuído por todos os oceanos do mundo, em águas temperadas e tropicais entre 30 °N e 30 °S (Bastida *et al.*, 2007). É considerada uma espécie frequente em áreas oceânicas do Oceano Pacífico, Índico e Atlântico, geralmente em águas com mais de 1000 metros de profundidade (Bastida *et al.*, 2007). Avistagens costeiras só são possíveis em regiões onde o talude se encontra muito próximo da costa, como ocorre na Indonésia (Bastida *et al.*, 2007). A espécie foi registrada pela primeira vez na costa brasileira em 1997, quando ocorreu uma série de encalhes de animais vivos no Rio Grande do Sul e Rio de Janeiro (Moreno *et al.*, 2003). Depois desse evento, foram registrados encalhes esporádicos ao longo da costa, como os apresentados neste trabalho. Além do pequeno número de encalhes, não existem registros publicados de avistagens desta espécie em vida livre para o Brasil, o que sugere que *Lagenodelphis hosei* possa ser uma espécie relativamente rara em águas brasileiras.

Golfinho-de-Risso (*Grampus griseus*): a espécie *Grampus griseus* apresenta ampla distribuição em águas tropicais e temperadas quentes de todos os oceanos e mares, incluindo o Mar Mediterrâneo e o Mar Vermelho (Baird, 2002). O golfinho-de-Risso pode realizar deslocamentos até águas mais frias durante o verão, mas isso ocorre individualmente ou em grupos de poucos indivíduos. Registros de avistagem indicam que esta espécie ocorre entre as latitudes de 60 °N e 60 °S, onde a

temperatura da superfície da água supera os 10 °C (Kruse *et al.*, 1999).

Orca (Orcinus orca): a orca é uma das espécies de cetáceo mais bem estudadas no mundo. É a espécie com maior distribuição geográfica, estando presente em todos os oceanos. Embora sejam cosmopolitas, as orcas são mais abundantes em áreas costeiras temperadas frias de alta produtividade (Bastida *et al.*, 2007). No Atlântico Sul Ocidental, as orcas habitam preferencialmente águas temperadas, desde a Argentina até o Sudeste do Brasil (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, as orcas têm sido registradas em águas afastadas da costa desde a região Nordeste até o Rio Grande do Sul (Ott e Danilewicz, 1997; Secchi e Vaske Jr., 1998), e em águas costeiras nas regiões Sul e Sudeste (Siciliano *et al.*, 1999). Nas penínsulas de Armação dos Búzios e Arraial do Cabo, é possível avistar eventualmente orcas passando próximo aos costões, inclusive acompanhadas de filhotes. Aparentemente as orcas não são abundantes na região, o que é refletido pelo pequeno número de encalhes desta espécie.

Orca-pigméia (Feresa attenuata): a orca-pigméia é um golfinho oceânico que habita águas tropicais e subtropicais, entre 40 °N e 35 °S, sendo encontrado no Oceano Pacífico, Índico e Atlântico (Bastida *et al.*, 2007). Apesar do constante aumento do esforço em pesquisas de campo com mamíferos marinhos, pouco se sabe sobre a distribuição, biologia e *status* de conservação desta espécie. Segundo De Moura *et al.* (2010), o encalhe registrado na região ocorreu em função de um conjunto de características particulares, como a plataforma continental estreita e a abundância de recursos alimentares associados ao processo de ressurgência, que permitem que várias espécies tipicamente oceânicas se aproximem da costa.

Falsa-orca (Pseudorca crassidens): a espécie *Pseudorca crassidens* ocorre em regiões tropicais e temperadas de todos os oceanos, incluindo os Mares Mediterrâneo e Vermelho, o Golfo do México e o Mar do Japão (Reeves *et al.*, 2009). No entanto, há numerosos registros de falsas-orcas avistadas em águas frias (Jefferson *et al.*, 1993). No Brasil, há registros para o Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Bahia e Paraíba, de avistagem, encalhe ou captura acidental.

Baleia-piloto-de-peitorais-curtas (Globicephala macrorhynchus): a baleia-piloto-de-peitorais-curtas habita águas tropicais e temperadas de todos os oceanos entre 50 °N e 45 °S (Bastida *et al.*, 2007). No Atlântico Sul Ocidental, onde a espécie tem seu limite de distribuição na latitude de 25 °S, o primeiro registro de baleia-

piloto-de-peitorais-curtas só aconteceu em 1986, quando um crânio foi encontrado em Ilha Comprida, Estado de São Paulo (Schmiegelow e Paiva-Filho, 1989). Assim como a orca e a orca-pigméia, esta espécie parece ser atraída pelo o ambiente de ressurgência, devido à abundância de recursos alimentares, e pelo perfil batimétrico peculiar.

Família Pontoporiidae

Toninha (*Pontoporia blainvillei*): a toninha é um golfinho de pequeno porte, endêmico da costa Atlântica da América do Sul. Esta espécie ocorre entre Itaúnas, Espírito Santo (Siciliano, 1994) e o Golfo San Matias, na Província de Chubut, Argentina (Crespo *et al.*, 1998).

Seu hábitat preferencial inclui regiões estuarinas e costeiras rasas, de até 30 metros de profundidade (Di Benedetto e Ramos, 2001; Danilewicz *et al.*, 2009), o que a torna vulnerável a várias atividades antrópicas. A distribuição da toninha não é contínua ao longo da costa sul-americana devido à presença de dois hiatos ao longo de sua área de ocorrência (Siciliano *et al.*, 2002). Acredita-se que os hiatos limitam a distribuição da toninha devido a três fatores principais: temperatura da água, salinidade e turbidez. Com base em uma revisão das informações bioecológicas disponíveis sobre a espécie, foi proposta a criação de áreas de manejo para a toninha (Secchi *et al.*, 2003). O Espírito Santo e o norte do Estado do Rio de Janeiro foram denominados como Área de Manejo I (FMA I). Os oito espécimes registrados neste trabalho pertencem ao estoque de FMA I, porém ainda faltam maiores informações sobre sua estruturação populacional. Os encalhes apontam para uma concentração de toninhas na região próxima à desembocadura do Rio Paraíba do Sul, o que poderia indicar uma população associada a esta região. Segundo De Moura *et al.* (2009b), o pequeno tamanho do corpo associado a fatores oceanográficos da região, tais como a dinâmica das correntes e os perfis/relevos das praias, podem fazer com que as carcaças à deriva não cheguem a encalhar na costa. Estudos pretéritos mostram que a toninha é a espécie mais vulnerável à captura acidental em redes de pesca na região (Netto e Di Benedetto, 2008). Estima-se que as redes de espera matem acidentalmente 110 toninhas por ano na região, o que causaria um grande impacto e colocaria em risco a viabilidade desta população (Di Benedetto, 2003).

Família Kogiidae

Cachalote-anão (*Kogia sima*): o cachalote-anão é uma espécie oceânica que se distribui por todos os oceanos tropicais e temperados do mundo (Bastida *et al.*, 2007). Na América do Sul, existem registros de sua presença em todos os países costeiros do Oceano Atlântico e do Oceano Pacífico (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, existem registros de encalhes desde o Rio Grande do Sul até o Ceará (Pinedo, 1987; Meireles *et al.*, 2009).

Cachalote-pigmeu (*Kogia breviceps*): o cachalote-pigmeu se distribui por todos os oceanos tropicais e temperados do mundo. Sua distribuição se dá preferencialmente sobre as margens continentais submarinas, onde encontram suas principais presas (Bastida *et al.*, 2007). Aparentemente, registros de encalhe de *Kogia breviceps* e *Kogia sima* são igualmente escassos ao longo da costa Atlântica da América do Sul (Muñoz-Hincapié *et al.*, 1998).

Família Physeteridae

Cachalote (*Physeter macrocephalus*): os cachalotes representam os maiores cetáceos odontocetos vivos. Apresentam distribuição cosmopolita, sendo encontrados desde o Ártico até a Antártida (Bastida *et al.*, 2007). Em geral, as fêmeas e machos jovens permanecem entre 40 °N e 40 °S e os machos adultos migram para águas polares no verão (Bastida *et al.*, 2007). Os cachalotes habitam regiões oceânicas de grande profundidade, principalmente águas tropicais e subtropicais de alta produtividade, muitas das vezes onde existem cânions submarinos onde eles encontram lulas como alimento (Bastida *et al.*, 2007). No Brasil, existem registros de cachalotes desde o Rio Grande do Sul até o Ceará (Clarke *et al.*, 1980; Ramos *et al.*, 2001). Os encalhes de um adulto e de um neonato na área de estudo comprovam que a Bacia de Campos é área de ocorrência da espécie.

Conclusões

A costa centro-norte do Estado do Rio de Janeiro é uma área de grande incidência de encalhes e de avistagens de cetáceos, o que comprova sua ocorrência na região. As penínsulas de Arraial do Cabo e Armação dos Búzios e a região próxima à foz do Rio Paraíba do Sul são as áreas de maior concentração de encalhes de cetáceos na costa. Encalhes de cetáceos na área de estudo ocorrem predomi-

nantemente durante o inverno devido à ação de frentes frias originadas pelo vento sudoeste.

O boto-cinza é a espécie com maior frequência relativa, o que está associado ao fato de a espécie ser a mais abundante na área de estudo e apresentar hábitos exclusivamente costeiros. Sua distribuição está associada principalmente à área de influência da desembocadura do Rio Paraíba do Sul. As ocorrências de toninha refletem igualmente uma forte associação com a foz do Rio Paraíba do Sul. No entanto, em função de seu pequeno tamanho corporal, suas carcaças dificilmente chegam a encalhar e, quando encalham, se decompõem rapidamente, diminuindo as chances do registro.

De forma geral, os registros das espécies de hábitos costeiro-oceânicos (golfinho-nariz-de-garrafa, golfinho-de-dentes-rugosos, golfinho-pintado-do-Atlântico e golfinho-comum) refletem fortemente a influência do fenômeno da ressurgência de Cabo Frio e do estreitamento da plataforma continental em seu padrão de ocorrência.

Entre os cetáceos mysticetos, a baleia-jubarte e a baleia-de-Bryde são as espécies com maior frequência relativa. A baleia-jubarte utiliza a costa centro-norte do Estado do Rio de Janeiro como parte de sua rota migratória, enquanto os registros de baleia-de-Bryde sugerem que a espécie possui uma população residente na Bacia de Campos.

As espécies que apresentaram poucos registros de encalhes são predominantemente oceânicas, logo, suas carcaças raramente alcançam a costa.

Os encalhes registrados de orca-pigméia e golfinho-de-Clymene comprovam a ocorrência dessas espécies para a Bacia de Campos e representam os primeiros registros para a costa do Estado do Rio de Janeiro. A ausência destas espécies entre aquelas avistadas durante o estudo deve-se ao caráter esporádico e oportunístico das observações embarcadas. A avaliação de séries temporais provenientes de observações embarcadas em cruzeiros dedicados permitiria avaliar a ocasionalidade da presença dessas espécies na Bacia de Campos.

Este trabalho demonstra a importância da formação de séries temporais de longo prazo para a melhor interpretação dos parâmetros de ocorrência das espécies.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os membros da equipe do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos) que participaram ativamente dos monitoramentos de praia, coleta de carcaças e processamento de amostras e informações, assim como ao apoio de vários parceiros que contribuíram para a realização deste trabalho, em particular: Secretarias Municipais de Meio Ambiente, Corpos de Bombeiros, Colônias de Pesca e membros das comunidades locais.

Referências Bibliográficas

- Bastida, R., Rodríguez, D., Secchi, E., Silva, V., 2007. Mamíferos Acuáticos de Sudamérica y Antártida, Vázquez Mazzini Editores, Buenos Aires v.1. 368p.
- Baird, R.W., 2002. Risso's dolphin. In: Perrin, W.F., Würsig, B., Thewissen, J.G.M. (eds.). Encyclopedia of marine mammals. Academic Press, San Diego, pp.1037-1039.
- Best, P.B., 1985. External characters of southern minke whales and the existence of a diminutive form. Scientific Reports of the Whales Research Institute 36, 1-33.
- Brabyn, M.W., Mclean, I.G., 1992. Oceanography and coastal topography of herdstrandings sites for whales in New Zealand. Journal of Mammalogy 73, 469-476.
- Berrow, S., 2001. Biological diversity of cetaceans (whales, dolphins and porpoises) in Irish waters. In: Nunn, J.D. (ed.). Marine biodiversity in Ireland and adjacent waters, Belfast: Ulster Museum, pp115-120.
- Casinos, A., Vericad, J.R., 1976. The cetaceans of the Spanish coasts: a survey. Mammalia 40, 267-269.
- Castello, H.P., Pinedo, M.C., 1977. Botos na Lagoa dos Patos. Natureza em Revista 2, 46-49.
- Clarke, M.R., Mcleod, N., Castello, H.P., Pinedo, M.C., 1980. Cephalopod remains from the stomach of sperm whale stranded at Rio Grande do Sul in Brazil. Marine Biology 59, 235-239.
-

-
- Crespo, E.A., Harris, G., González, R., 1998. Group size and distribution range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science* 14, 845-849.
- Danilewicz, D., Secchi, E.R., Ott, P.H., Moreno, I.B., Bassoi, M., Borges-Martins, M., 2009. Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern Brazil in relation to water depth. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 943-949.
- Dawbin, W.H., 1966. The seasonal migratory cycle of humpback whales. In: Norris K.S. (Ed.). *Whales, Dolphins and Porpoises*. University of California Press, Berkeley, CA, pp.145-170.
- Dhermain, F., Soulier, L., Bompar, J.M., 2002. Natural mortality factors affecting cetaceans in the Mediterranean Sea. *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: state of knowledge and conservation strategies*. ACCOBAMS Secretariat Report, Monaco, Section 15. 14p.
- De Moura, J.F., Sholl, T.G.C., Rodrigues, E.D.S., Hacon, S., Siciliano, S. 2009a. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) and its interaction with passive gill-net fisheries along the northern coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, v.2:e82 published online. Disponível em <<http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/6327.pdf>>.
- De Moura, J.F., Rodrigues, E.D.S., Sholl, T.G.C., Siciliano, S., 2009b. Franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) on the north-east coast of Rio de Janeiro State, Brazil, recorded during a long term monitoring programme. *Marine Biodiversity Records*, v.2:e66 published online. Disponível em <<http://www.mba.ac.uk/jmba/pdf/6332.pdf>>.
- De Moura, J.F., Di Dario, B.P.S., Lima, M.L., Siciliano, S., 2010. A stranded pygmy killer whale on the coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Marine Biodiversity Records*, v.3:e11 published on line. Disponível em <<http://www.mba.ac.uk/jmba/jmba2biodiversityrecords.php>>.
- Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R., 2001. Biology and the conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management* 2, 185-192.
- Di Benedetto, A.P.M., 2003. Interaction between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 2, 79-86.
-

-
- Duignan, P.J., House, C., Geraci, J.R., Early, G., Copland, H.G., Walsh, M.T., Bossart, G.D., Cray, C., Sadove, S., St. Aubin, D.J., Moore, M., 1995. Morbillivirus infection in two species of pilot whales (*Globicephala* sp.) from western Atlantic. *Marine Mammal Science* 11, 150-162.
- Fertl, D., Jefferson, T.A., Moreno, I.B., Zerbini, A.N., Mullin, K.D., 2003. Distribution of Clymene dolphin *Stenella clymene*. *Mammal Review* 33, 253-271.
- Flores, P.A.C., Silva, V.M. F., 2009. Tucuxi and Guiana Dolphin *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In: Perrin, W.F., Wursig, B., Thewissen, J.G.M. (eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2nd ed. San Diego: Academic Press, pp1188-1191.
- Gaskin, D.E., 1982. *The ecology of whales and dolphins*. Heinemann, London, Exeter and New Hampshire.
- Geraci, J.R., St. Aubin, D.J., 1979. *Biology of marine mammals: Insights through strandings*. National Technical Information Service, Springfield, VA. 343p.
- Geraci, J.R., Lounsbury, V.J., 1993. *Marine mammals ashore: A Field guide for strandings*. Texas A&M University Sea Grant College Program, Galveston, TX. 305p.
- Geraci, J.R., Anderson, D.M., Timperi, R.J., St. Aubin, D.J., Early, G.A., Prescott, J.H., Mayo, C.A., 1989. Humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) fatally poisoned by dinoflagellate toxin. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46, 1895-1898.
- Gonzalez-Rodriguez, E., Valentin, J.L., Andre, D.L., Jacob, S.A., 1992. Upwelling and downwelling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. *Journal of Plankton Research* 14, 289-306.
- Hassel, L.B., Venturotti, A., Magalhães, F.A., Cuenca, S., Siciliano, S., Marques, F.F.C., 2003. Summer sightings of dwarf minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) off eastern coast of Rio de Janeiro State, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 2, 47-50.
- IBAMA, 2001. *Mamíferos Aquáticos do Brasil. Plano de Ação*. Ministério do Meio Ambiente / Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília. 96p.
- IWC, 1991. International Whaling Commission, Report of the Sub-Committee on Southern Hemisphere minke whales. Report of the International Whaling Commission 41, 113-131.
-

-
- Jefferson, T.A., Schiro, A.J., 1997. Distribution of cetaceans in the offshore Gulf of Mexico. *Mammal Review* 27, 27-50.
- Jefferson, T.A., Leatherwood, S., Webber, M.P., 1993. Marine Mammals of the world. *FAO Species Identification Guide*, UNEP-FAO, Rome. 320p.
- Jensen, A.S., Silber, G.K., 2003. Large whale ship strike database. *NOAA Technical Memorandum NMFSOPR*. 37p.
- Katona, S., Whitehead, H., 1988. Are cetacea ecologically important? *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review* 26, 553-568.
- Klinowska, M., 1986. The cetacean magnetic sense - evidence from strandings. In: Bryden, M.M., Harrison, R.J. (eds.). *Research on Dolphins*. Oxford University Press, U.K. 428p.
- Klinowska, M., 1991. Cetacean live stranding dates relate to geomagnetic disturbances. *Aquatic Mammals* 11, 109-119.
- Kruse, S., Caldwell, D.K., Caldwell, M.C., 1999. Risso's dolphin – *Grampus griseus*. In: Ridgway, S.H., Harrison, S.R. (Eds.). *Handbook of Marine Mammals, The second book of dolphins and porpoises*, pp183-212.
- Marine Mammal Commission, 1999. Marine Mammals and persistent ocean contaminants. In: O'Shea, T.J.; Reeves, R.R., Long, A.K. (eds). *Proceedings of the Marine Mammals Commission Workshop*, Keystone. 150p.
- Meirelles, A.C.O., Monteiro-Neto, C., Martins, A.M.A., Costa, A.F., Barros, H.M.D.R., Alves, M.D.O., 2009. Cetacean strandings on the coast of Ceará, northeastern Brazil (1992-2005). *Journal of Marine Biological Association of U.K.* 89, 1083-1090.
- Moreno, I.B., Danilewicz, D., Borges-Martins, M., Ott, P.H., Caon, G., Oliveira, R.L., 2003. Fraser's dolphin (*Lagenodelphis hosei* Fraser, 1956) in southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 2, 39-46.
- Moreno, I.B., Zerbini, A.N., Danilewicz, D., Santos, M.C.O., Simões-Lopes, P.C., Laílson-Brito, J., Azevedo, A., 2005. Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus *Stenella* (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 300, 229-240.
- Moreno, I.B., Ott, P.H., Tavares, M., Oliveira, L.R., Danilewicz, D., Siciliano, S., Bonatto, S.L., 2009. Os cetáceos com ênfase no golfinho-nariz-de-garrafa,
-

Tursiops truncatus (Montagu, 1821). In: Viana, D.L., Hazin, F.H.V., De Souza, M.A.C. (eds.). O Arquipélago de São Pedro e São Paulo: 10 anos de Estação Científica. Brasília, DF: SECIRM.

Muñoz-Hincapié, M.F., Mora-Pinto, D.M., Palacios, D.M., Secchi, E.R., Mignucci-Giannoni, A.A., 1998. First osteological record of the dwarf sperm whale in Colombia, with notes on the zoogeography of *Kogia* in South America. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales* 22, 433-444.

Netto, R.F., Di Benedetto, A.P.M., 2008. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo State, southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Zoociências* 10, 55-63.

Norez, C., Perez, C., 1988. Multiple strandings of *Stenella coeruleoalba* and *Globicephala macrorhynchus* on the coast of Spain. *European Research on Cetaceans* 2, 25-26.

Norse, E.A., 1993. Global marine biological diversity: a strategy for building conservation into decision making. Washington: Island Press. 383p.

Nowak, R.M., 2003. Walker's Marine Mammals of the World. The Johns Hopkins University Press, Baltimore. 264p.

Odell, D.K., 1991. A review of the southeastern United States marine mammal stranding network: 1978-1987. In: Reynolds, J.E., Odell D.K. (eds.). *Marine Mammal Strandings in the United States*. NOAA Technical Report NMFS 98. 157p.

Ott, P.H., Danilewicz, D., 1997. Presence of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the stomach of a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in southern Brazil. *Mammalia* 62, 605-609.

Parsons, T.R., 1992. The removal of marine predators by fisheries and the impacts of trophic structure. *Marine Pollution Bulletin* 24, 51-53.

Perrin, W.F., Gilpatrick, J.W., 1994. Spinnerdolphin, *Stenella longirostris*. In: Ridgway, S., Harrison, R.J. (eds.). *Handbook of Marine Mammals*, v.5. The first book of dolphins. London and San Diego, Academic Press. 416p.

Perrin, W.F., Donovan, G.P., Barlow, J., 1994. Gillnets and cetaceans. *International Whaling Commission*, Cambridge, U.K., special issue 15. 629p.

-
- Pinedo, M.C., 1987. First record of dwarf sperm whale from southwest Atlantic, with reference to osteology, food habitats and reproduction. *Scientific Reports Whales Research Institute Tokyo* 38, 171-186.
- Pugliares, K.R., Bogomolni, A., Touhey, K.M., Herzig, S.M., Harry, C.T., Moore, M.J., 2007. Marine mammal necropsy: an introductory guide for stranding responders and field biologists. Woods Hole Oceanographic Institution Technical Report, WHOI-2007-06. 133p.
- Ramos, R., Siciliano, S., Borobia, M., Zerbini, A.N., Pizzorno, J.L., Fragoso, A.B.L., Brito Jr., J.L., Azevedo, A.F., Simões-Lopes, P.C., Santos, M.C.O., 2001. A note on strandings and age of sperm whales on the Brazilian Coast. *Journal of Cetacean Research and Management* 3, 321-327.
- Read, A.J., Drinker, P., Northridge, S., 2003. By-catches of marine mammals in US fisheries and a first attempt to estimate the magnitude of global marine mammal by-catch. International Whaling Commission, Cambridge, U.K: Scientific Committee Document SC/55/BC5.
- Redfern, J.V., Ferguson, M.C., Becker, E.A., Hyrenbach, K.D., Good, C., Barlow, J., Kaschner, K., Baumgartner, M.F., Forney, K.A., Ballance, L.T., Fauchald, P., Halpin, P., Hamazaki, T., Pershing, A.J., Qian, S.S., Read, A. Reilly, S.B., Torres, L., Werner, F. 2006. Techniques for cetacean-habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series*. 310: 271-295.
- Reeves, R.R., Stewart, B.S., Clapham, P.J., Powell, J.A., 2009. National Audubon Society Guide to Marine Mammals of the World, Third Edition, New York: Chanticleer Press. 528p.
- Reis, N.R., Peracchi, A. L., Pedro, W.A., Lima, I.P., 2006. Mamíferos do Brasil. Londrina. 437p.
- Rice, D.W., 1998. *Marine Mammals of the World: Systematics and Distribution*. Special Publication Number 4, The Society for Marine Mammalogy, Lawrence, KS.
- Ridgway, S.H., Dailey, M.D., 1972. Cerebral and cerebellar involvement of trematode parasites in dolphins and their possible role in stranding. *Journal of Wildlife Diseases* 8, 33-43.
- Schmiegelow, J.M.N., Paiva-Filho, A.M., 1989. First record of the Short-finned Pilot Whale, *Globicephala macrorhynchus* Gray, 1846, for the Southwestern Atlantic. *Marine Mammal Science* 5, 387-391.
-

-
- Secchi, E.R., Vaske J., T., 1998. Killer whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and sword-fish longline catches in southern Brazil. *Aquatic Mammals* 21, 105-108.
- Secchi, E.R., Siciliano, S., 1995. Comments on southern range of the spinner dolphin (*Stenella longirostris*) in the Western South Atlantic. *Aquatic Mammals* 21, 105-108.
- Secchi, E.R., Danilewicz, D., Ott, P.H., 2003. Applying the phylogeographic concept to identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *Journal of Cetacean Research Management* 5, 61-68.
- Siciliano, S., 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal Waters of Brazil. *International Whaling Commission Special Issue* 15, 241-245.
- Siciliano, S., 1997. Características da população de baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) da costa brasileira, com especial referência aos Bancos de Abrolhos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Brasil.
- Siciliano, S., Laílson-Brito, J., Azevedo, A., 1999. Seasonal occurrence of killer whales (*Orcinus orca*) in waters of Rio de Janeiro, Brazil. *Mammalian Biology* 64, 251-255.
- Siciliano, S., Di Benedetto, A.P.M., Ramos, R.M.A., 2002. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) (Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e fatores de isolamento das populações. *Boletim do Museu Nacional (Zoologia)* 476, 1-15.
- Siciliano, S., Santos, M.C.O., Vicente, A.F.C., Alvarenga, F.S., Zampirolli, E., Laílson-Brito, J., Azevedo, A.F., Pizzorno, J.L.A., 2004. Strandings and feeding records of Bryde's whales (*Balaenoptera edeni*) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 857-859.
- Siciliano, S., Moreno, I.B., Demari, E., Alves, V.C., 2006. Baleias, botos e golfinhos na Bacia de Campos, Série Guias de Campo: fauna marinha da Bacia de Campos, Rio de Janeiro: ENSP/FIOCRUZ. 99p.
-

-
- Silva Jr., J.M., Silva, F.L., 1992. Estudo e preservação do golfinho-rotador *Stenella longirostris* (Gray 1828) no Arquipélago de Fernando de Noronha, Brasil. Resúmenes de La 5ª Reunion de Trabajos de Expertos em Mamíferos Acuáticos de America Del Sur. Buenos Aires, Museo Argentino de Ciências Naturales “Bernardino Rivadavia” y Fundación Australis. 64p.
- Simões-Lopes, P.C., Fabián, M.E., Meneguetti, J.O., 1998. Dolphin interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a quantitative and qualitative approach. *Revista Brasileira de Zoologia* 15, 709-726.
- Tavares, M., Moreno, I.B., Siciliano, S., Rodríguez, D., Santos, M.C.O., Laílson-Brito, J., Fabián, M.E., 2010. Biogeography of common dolphins (genus *Delphinus*) in the Southwestern Atlantic Ocean. *Mammal Review* 1, 40-64.
- Valentin, J.L., 2001. The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. In: Seeliger, U., Kjerfve, B. (eds.) *Ecological Studies: Coastal Marine Ecosystems of Latin America*, v. 144. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, pp97-105.
- Van Bresseem, M.F., Waerebeek, K.V., Raga, J.A., Gaspar, R., Di Benedetto, A.P., Ramos, R., Siebert, U., 2003. Tattoo diseases of odontocetes as a potential indicator of a degrading or stressful environment: a preliminary report. *Internacional Whaling Commission*, Berlin. 6p.
- Zerbini, N.A., Kotas, J.E., 1998. A note on cetacean bycatch in pelagic driftnetting off Southern Brazil. *Reports of the International Whaling Commission* 48, 519-524.
- Zerbini, A.N., Secchi, E.R., Siciliano, S., Simões-Lopes, P.C., 1996. The dwarf form of the minke whale, *Balaenoptera acurostrata* (Lacépède, 1804) in Brazil. *Report of the International Whaling Commission* 46, 333-340.
- Zerbini, A.N., Secchi, E.R., Siciliano, S., Simões-Lopes, P.C., 1997. Review of the occurrence and distribution of whales of the genus *Balaenoptera* along the Brazilian coast. *Report of the International Whaling Commission* 47, 407-417.
- Zerbini, A.N., Secchi, E.R., Bassoi, M., Dalla-Rosa, L., Higa, A., Sousa, L., Moreno, I.B., Moller, L.M., Caon, G., 2004. Distribuição e abundância relativa de cetáceos na Zona Econômica Exclusiva na Região Sudeste-Sul do Brasil. *Série Documentos Revizee - Score Sul*. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. 40p.
-

IV. BIOLOGIA, ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS

Introdução

Existem atualmente sete espécies de tartarugas marinhas no mundo. Elas pertencem a duas famílias distintas: Cheloniidae, que inclui as espécies *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880) e *Natator depressus* (Garman, 1880); e Dermochelyidae, que compreende uma única espécie, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Meylan e Meylan, 2000). De forma geral, esses animais apresentam ampla distribuição geográfica, encontrando-se em regiões tropicais, subtropicais e temperadas de todos os oceanos (Márquez, 1990).

Esses organismos, pertencentes à linhagem mais antiga de répteis vivos, possuem ciclos de vida altamente complexos que envolvem tempos de geração muito longos, maturação sexual tardia, migrações transoceânicas e alternância de habitats e de recursos alimentares (Márquez, 1990). Em virtude dessa complexidade, ainda há inúmeras lacunas de conhecimento sobre esses seres, e por serem recursos compartilhados, uma vez que não reconhecem as fronteiras políticas entre os países, requerem esforços coletivos de conservação.

Como um reflexo da drástica exploração ocorrida no passado e das pressões ambientais, de causa natural ou antrópica, que ainda permanecem no presente, quase todas as espécies encontram-se nas listas de animais ameaçados de extinção, tanto em âmbito nacional quanto mundial, como na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), no Apêndice I da CITES (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora*) e no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção do MMA (Ministério do Meio Ambiente).

Muito além de sua função ecológica no fluxo energético e na manutenção da dinâmica dos ecossistemas, as tartarugas marinhas têm ganhado, nas últimas décadas, importância adicional como um símbolo valioso para a conservação. Seja usada como espécie-bandeira ou como uma simples ferramenta de *marketing*, esses organismos são capazes de atrair a atenção da sociedade e motivá-la em prol

de uma causa (Frazier, 2005).

Por essas razões, o presente capítulo tem como objetivo apresentar os principais aspectos relacionados à taxonomia, história evolutiva, biologia, ecologia e conservação das tartarugas marinhas no cenário mundial.

Taxonomia e aspectos gerais

As tartarugas marinhas pertencem à classe Reptilia, cuja principal característica é o tegumento constituído por escudos ou escamas córneas. A ordem Testudinata ou Testudines inclui os quelônios cujo corpo apresenta uma estrutura óssea, formada através da fusão das vértebras e costelas (Raphael, 2003). Seus representantes atuais reúnem 13 famílias pertencentes a duas subordens de acordo com o plano de retração da cabeça: os Cryptodira, que retraem a cabeça para dentro do casco através do curvamento do pescoço no plano vertical e os Pleurodira, que curvam o pescoço lateralmente (Gaffney e Meylan, 1988; Meylan e Meylan, 2000). A subordem Cryptodira apresenta a maior diversidade de quelônios (10 famílias), incluindo as famílias atuais de tartarugas marinhas, Cheloniidae e Dermochelyidae, dentro da superfamília Chelonioidea (Meylan e Meylan, 2000) (Figura 1).

Reino Animalia

Filo Chordata

Subfilo Vertebrata

Superclasse Tetrapoda

Classe Reptilia

Subclasse Anapsida

Ordem Testudines

Subordem Cryptodira

Superfamília Chelonioidea

Família Cheloniidae

Gênero *Chelonia*

Espécie *Chelonia mydas*

Gênero *Caretta*

Espécie *Caretta caretta*

Gênero *Eretmochelys*

Espécie *Eretmochelys imbricata*

Gênero *Lepidochelys*

Espécie *Lepidochelys kempii*

Espécie *Lepidochelys olivacea*

Gênero *Natator*

Espécie *Natator depressus*

Família Dermochelyidae

Gênero *Dermochelys*

Espécie *Dermochelys coriacea*

Figura 1 – Classificação taxonômica das sete espécies viventes de tartarugas marinhas pertencentes a duas famílias: Cheloniidae e Dermochelyidae. Modificado a partir de Tree of Life Web Project (<<http://tolweb.org/tree/>>; Acessado em junho de 2013).

A família Cheloniidae inclui seis espécies atuais de tartarugas marinhas: *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766), *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880) e *Natator depressus* (Garman, 1880) (Meylan e Meylan, 2000). Alguns especialistas propuseram ainda a existência de uma oitava espécie, *Chelonia agassizi* Bocourt, 1868. No entanto, dados morfológicos e genéticos não confirmaram tal classificação, sugerindo que a mesma seja uma subespécie de *C. mydas* (Kamezaki e Matsui, 1995; Karl e Bowen, 1999). Os representantes dessa família caracterizam-se principalmente pela presença de um casco rígido achatado, constituído de tecido ósseo recoberto por escudos queratinizados de origem epidérmica (Wyneken, 2001). O casco subdivide-se em carapaça e plastrão, respectivamente nas porções dorsal e ventral, conectadas por pontes ósseas. Os escudos ou placas córneas, também presentes na cabeça, variam em número segundo a espécie, sendo utilizados, portanto, para diferenciá-las (Pritchard e Mortimer, 2000). Os membros da família Cheloniidae apresentam ainda um bico córneo semelhante ao de uma ave, denominado ranfoteca, que reveste os ramos das mandíbulas. Além de auxiliar os animais a selecionar, despedaçar e ingerir seus alimentos, a ranfoteca apresenta características próprias que variam conforme a dieta, podendo, desta forma, ser utilizada para identificar as diferentes espécies desta família (Wyneken, 2001). Os quelônios não apresentam ouvido externo e sua membrana timpânica é apenas uma continuação do tecido que recobre a face (Bartol e Musick, 2003; McArthur *et al.*, 2004). Outras características dessa família incluem: crânio forte completamente coberto por escamas, ranfoteca bem desenvolvida, palato secundário com uma única abertura na sua porção posterior (coana), projeções papilares presentes no esôfago, cabeça não retrátil ou capacidade limitada de retração da cabeça, assim como das nadadeiras. Estas, por sua vez, são constituídas por dedos alargados firmemente unidos por tecido conjuntivo, igualmente recobertas por numerosas escamas. Apresentam unhas ou garras desenvolvidas na margem anterior das mesmas, em número de um a dois, utilizadas pelos machos durante a cópula (Márquez, 1990). Registros fósseis permitiram a classificação de 31 gêneros para esta família, dos quais apenas cinco são remanescentes: *Chelonia*, *Caretta*, *Eretmochelys*, *Lepidochelys* e *Natator* (Pritchard e Trebbau, 1984).

A família Dermochelyidae, por sua vez, compreende uma única espécie, *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761) (Meylan e Meylan, 2000). Esta caracteriza-se

pela redução extrema dos ossos da carapaça e do plastrão, formados basicamente por um mosaico composto por milhares de pequenos ossos poligonais (Pritchard, 1997). A carapaça apresenta externamente sete quilhas longitudinais conspícuas que convergem em uma base arredondada acima da cauda, e é desprovida de placas córneas, assim como o restante do corpo. Pequenos escudos córneos estão presentes somente nos filhotes recém-eclodidos. O corpo é de grandes dimensões, com significativo armazenamento de gordura entre a parte óssea e a epiderme coriácea de revestimento, típica da espécie. Nos adultos, as nadadeiras dianteiras, desprovidas de garras ou unhas visíveis, alcançam a metade do comprimento da carapaça (Pritchard e Mortimer, 2000). Outras características incluem: a presença de duas aberturas referentes às coanas na metade anterior do palato, duas cúspides frontais na porção superior do tomium e uma na porção inferior, ranfoteca ausente, e projeções papilares, dispostas em fileiras, tanto na boca quanto no esôfago (Márquez, 1990; Wyneken, 2001). Registros fósseis são escassos já que a disposição em mosaico dos pequenos ossos da carapaça e a grossa camada de gordura dificultam o processo de fossilização (Pritchard e Mortimer, 2000; Bona *et al.*, 2010).

A maioria das espécies atuais de tartarugas marinhas apresenta ampla distribuição geográfica, encontrando-se em regiões tropicais, subtropicais e temperadas de todos os oceanos. Somente *L. kempii* e *N. depressus* apresentam distribuição mais restrita: a primeira, principalmente ao Golfo do México e costa oriental dos Estados Unidos, e a segunda, ao continente australiano (Márquez, 1990, 1994; Meylan e Meylan, 2000). Apenas essas duas espécies não ocorrem no Brasil (Marcovaldi e Marcovaldi, 1999). Serão apresentados a seguir os principais aspectos relacionados às espécies viventes de tartarugas marinhas na atualidade.

Gênero: *Chelonia* Brongniart, 1800

Espécie: *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758)

Nomes populares: tartaruga-verde (português), tortuga verde (espanhol), green turtle (inglês)

As características diagnósticas básicas da espécie incluem a presença de um par de placas pré-frontais e quatro pares pós-orbitais na cabeça, quatro pares de placas laterais justapostas na carapaça e quatro pares inframarginais no plastrão. A coloração da carapaça é verde-acinzentada, com estrias radiais em cada placa

córnea, e do ventre é branco (Márquez, 1990). A cabeça é arredondada e proporcionalmente pequena em relação ao corpo (Figura 2). A mandíbula é serrilhada, o que facilita a alimentação (Wyneken, 2001). As nadadeiras geralmente apresentam uma única unha. A espécie apresenta maturação sexual tardia, estimada entre 26 e 40 anos (Bjorndal e Zug, 1995). Os adultos podem ultrapassar o tamanho de 120 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e pesar até 230 kg aproximadamente (Pritchard e Mortimer, 2000).

C. mydas apresenta distribuição cosmopolita, sendo encontrada em águas tropicais e subtropicais, principalmente costeiras e ao redor de ilhas, utilizando também estuários de rios e lagos (Hirth, 1997). Sua dieta é onívora enquanto filhote, tornando-se predominantemente herbívora a partir do estágio juvenil (Bjorndal, 1997). Alimentam-se basicamente de macroalgas e fanerógamas (Bjorndal e Bolten, 1988; Brand-Gardner *et al.*, 1999). Também são altamente migratórias, tendo seus longos deslocamentos comprovados através de estudos de marcação e recaptura (Mortimer e Carr, 1987), telemetria (Hays *et al.*, 2002) e genética (Naromaci *et al.*, 2007).

As populações do Pacífico Oriental, reconhecidas como pertencentes à subespécie *C. mydas agassizi*, apresentam características morfológicas muito semelhantes. Quanto ao número de placas córneas, são idênticas a *C. mydas*, porém podem apresentar entre três e quatro pares de placas pós-orbitais na cabeça (Pritchard e Mortimer, 2000). A carapaça é levemente mais afilada na porção terminal, sobre a cauda. Possuem dorso com coloração uniformemente negra ou manchas negras sobre um fundo acinzentado. Somente os filhotes apresentam ventre branco, mas que em poucas semanas torna-se cinza. Podem ultrapassar 90 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e pesar até 120 kg (Pritchard e Mortimer, 2000).



Figura 2 – Exemplar da espécie *Chelonia mydas* evidenciando algumas de suas características morfológicas. Arquivo Projeto TAMAR – Projeto de Biodiversidade Marinha do Programa Petrobras Ambiental. Fonte: Banco de Imagens PETROBRAS.

Gênero: *Caretta* Rafinesque, 1814

Espécie: *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758)

Nomes populares: tartaruga-cabeçuda (português), caguama (espanhol), loggerhead turtle (inglês)

Os representantes da espécie *C. caretta* (Figura 3) apresentam como características diagnósticas básicas a presença de dois pares de placas pré-frontais e três pares pós-orbitais na cabeça, cinco pares de placas laterais justapostas na carapaça e três pares inframarginais no plastrão. A primeira placa lateral de cada lado da extremidade anterior da carapaça é significativamente menor que as demais. A carapaça possui coloração marrom-amarelada e o ventre, amarelo claro (Pritchard e Mortimer, 2000). A cabeça é triangular e proporcionalmente grande em relação ao corpo (Wyneken, 2001). As nadadeiras dianteiras são curtas se comparadas às demais espécies, e apresentam duas unhas cada. A espécie também apresenta ciclo de vida longo com maturação sexual entre 25 e 35 anos (Chaloupka e Musick, 1997). Os adultos alcançam o tamanho médio aproximado de 100 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e podem pesar entre 100 e 180 kg (Pritchard e Mortimer, 2000).

C. caretta apresenta distribuição circunglobal, em águas tropicais, subtropicais e temperadas, e hábitos alimentares prioritariamente carnívoros ao longo de todo o seu ciclo de vida (Márquez, 1990; Bjorndal, 1997). Nos primeiros anos de vida, se alimentam em áreas pelágicas, frequentemente em associação com bancos de algas (Bolten e Balazs, 1995). Em seguida, migram para áreas mais rasas, passando a se alimentar de organismos bentônicos. Os itens alimentares incluem: crustáceos, moluscos, águas-vivas, hidrozoários, ovos de peixes, entre outros (Bjorndal, 1997). Dados de telemetria, de marcação e recaptura e de genética comprovam o caráter altamente migratório da espécie, estando as fêmeas envolvidas em deslocamentos superiores a 1500 km entre áreas de alimentação e reprodução (Marcovaldi *et al.*, 2010).



Figura 3 – Exemplar da espécie *Caretta caretta* evidenciando algumas de suas características morfológicas. Arquivo Projeto TAMAR – Projeto de Biodiversidade Marinha do Programa Petrobras Ambiental. Fonte: Banco de Imagens PETROBRAS.

Gênero: *Eretmochelys* Fitzinger, 1843

Espécie: *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766)

Nomes populares: tartaruga-de-pente (português), tortuga carey (espanhol), hawksbill turtle (inglês)

E. imbricata (Figura 4) apresenta dois pares de placas pré-frontais e três pares pós-orbitais na cabeça, quatro pares de placas laterais sobrepostas na carapaça e quatro pares inframarginais no plastrão. A margem posterior da carapaça é marcadamente serrilhada. Dorsalmente, a coloração é variável entre marrom claro e escuro, e ventralmente, entre amarelo claro e branco. A cabeça é relativamente estreita e apresenta bico córneo proeminente, o que justifica seu nome popular em inglês (*hawksbill turtle*, tartaruga bico de gavião). Este é utilizado para buscar alimento em fendas entre rochas e corais (Wyneken, 2001). As nadadeiras apresentam duas garras cada. A maturidade sexual desta espécie é atingida por volta dos 25 anos (Meylan e Donnelly, 1999). Os adultos medem cerca de 100 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e pesam até 80 kg (Pritchard e Mortimer, 2000).

Esta espécie é encontrada circunglobalmente, majoritariamente em águas tropicais e comumente em profundidades rasas. De fato, é considerada a mais tropical de todas as tartarugas marinhas (Márquez, 1990). Assim como nas demais espécies, os filhotes vivem em associação com bancos de algas, alimentando-se principalmente de pequenos crustáceos. Durante parte da fase juvenil, adotam uma dieta onívora, alimentando-se de ovos de peixes, crustáceos, moluscos, briozoários, cnidários, ouriços e corais (Sanchez e Bellini, 1999). Em seguida, passam a uma dieta mais especializada, constituída principalmente por esponjas. Por causa de seus hábitos alimentares, os sítios de alimentação estão relacionados à presença de formações rochosas e recifes de corais (Bjorndal, 1997). Como as demais espécies, também realizam migrações de longas distâncias (Marcovaldi *et al.*, 2011).



Figura 4 – Exemplar da espécie *Eretmochelys imbricata* evidenciando algumas de suas características morfológicas. Arquivo Projeto TAMAR – Projeto de Biodiversidade Marinha do Programa Petrobras Ambiental. Fonte: Banco de Imagens PETROBRAS.

Gênero: *Lepidochelys* Fitzinger, 1843

Espécie: *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829)

Nomes populares: tartaruga-oliva (português), tortuga golfina (espanhol), olive ridley turtle (inglês)

Algumas características diagnósticas desta espécie incluem a presença de dois pares de placas pré-frontais e três pares de placas pós-orbitais na cabeça, mais de seis pares de placas laterais justapostas de configuração assimétrica na carapaça, e quatro pares de placas inframarginais no plastrão, com pequenos poros na margem posterior de cada uma. Esses poros correspondem às aberturas das glândulas de Rathke, também presentes em *C. mydas* e *E. imbricata*. No entanto, nestas espécies, os poros estão restritos aos escudos axilares e inguiniais, respectivamente (Wyneken, 2001). A função das glândulas de Rathke ainda é desconhecida (Rostal *et al.*, 1991), mas sugere-se que suas secreções sejam liberadas em situações de perigo ou estresse (Goode, 1967) e que possam exercer papel na comunicação intra-específica, na manutenção da integridade do casco (Ehrenfeld

e Ehrenfeld, 1973) e na excreção de metabólitos (Weldon e Tanner, 1990).

A coloração do dorso de *L. olivacea* varia entre verde escuro e cinza e o ventre é amarelo claro (Figura 5). A cabeça é relativamente grande e ligeiramente triangular. Cada nadadeira apresenta duas garras. Estudos indicam que, para a população do Pacífico, a maturidade sexual é atingida entre 10 e 18 anos (Zug *et al.*, 2006). Os adultos medem cerca de 70 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e podem pesar até 50 kg aproximadamente (Pritchard e Mortimer, 2000).

Apresenta distribuição pantropical, sendo provavelmente a espécie mais abundante na atualidade, já que ainda há vários pontos de grande concentração de tartarugas desta espécie, tanto para reprodução quanto para alimentação (Márquez, 1990). Um fenômeno característico relacionado ao comportamento reprodutivo desse gênero é a chamada “arribada”, durante a qual centenas a milhares de fêmeas sobem as praias sincronizadamente para desovar durante algumas noites consecutivas. Tal fenômeno ocorre de forma mais expressiva numericamente em praias da Costa Rica, México e Índia, enquanto as desovas solitárias apresentam ampla distribuição (Bernardo e Plotkin, 2007). É atribuída à glândula de Rathke a liberação de um feromônio responsável por manter as fêmeas agregadas próximo às praias de desova antes e durante a “arribada” (Márquez, 1990). Acredita-se que esta seja uma estratégia anti-predação (Eckrich e Owens, 1995).

L. olivacea é prioritariamente carnívora ao longo de todo o seu ciclo de vida. Os adultos aparentemente utilizam uma ampla variedade de áreas para alimentação. Capturas incidentais em redes de fundo indicam que podem se alimentar a maiores profundidades (80 a 110 m), sendo também encontradas em locais rasos, geralmente próximos a estuários (Bjorndal, 1997). Seus movimentos migratórios podem cobrir de centenas a milhares de quilômetros (Morreale *et al.*, 2007), preferencialmente em regiões do oceano com temperaturas acima de 20 °C (Márquez, 1990).



Figura 5 – Exemplar da espécie *Lepidochelys olivacea* evidenciando algumas de suas características morfológicas. Arquivo Projeto TAMAR – Projeto de Biodiversidade Marinha do Programa Petrobras Ambiental. Fonte: Banco de Imagens PETROBRAS.

Gênero: *Lepidochelys* Fitzinger, 1843

Espécie: *Lepidochelys kempii* (Garman, 1880)

Nomes populares: tartaruga-de-Kemp (português), tortuga lora (espanhol), Kemp's ridley turtle (inglês)

Os representantes da espécie *L. kempii* apresentam morfologia bem semelhante a sua congênere *L. olivacea*, sendo uma das menores espécies de tartarugas marinhas. Apresentam dois pares de placas pré-frontais na cabeça, cinco pares de placas laterais justapostas na carapaça, e quatro pares de placas inframarginais no plastrão, igualmente com poros referentes às aberturas das glândulas de Rathke (Wyneken, 2001). Também registra-se o fenômeno de “arribada” para *L. kempii* (Eckrich e Owens, 1995).

Sua distribuição está restrita ao Golfo do México, costa oriental dos Estados Unidos, e ocasionalmente à costa da Europa ocidental. É prioritariamente carnívora (Márquez, 1990).

Gênero: *Natator* McCulloch, 1908

Espécie: *Natator depressus* (Garman, 1880)

Nomes populares: tartaruga australiana (português), tortuga plana de Australia (espanhol), flatback turtle (inglês)

A espécie *N. depressus* caracteriza-se pela presença de um par de placas pré-frontais e três pares pós-orbitais na cabeça, quatro placas laterais justapostas na carapaça, e quatro placas inframarginais sem poros no plastrão (Márquez, 1990). A carapaça apresenta formato arredondado e as margens laterais levantadas. Além disso, é dorsalmente mais plana que as demais espécies, o que justifica seu nome popular. A coloração do dorso é verde-oliva e a do ventre, amarela. A cabeça é ligeiramente triangular. Cada nadadeira apresenta uma única unha (Pritchard e Mortimer, 2000).

Os adultos podem alcançar 100 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e pesar 90 kg aproximadamente. Limita-se às águas rasas tropicais da Austrália, sendo a espécie mais restrita em termos de distribuição geográfica. Já foram reportados indivíduos isoladamente ao sul de Nova Guiné, mas nunca de fêmeas maduras ou em atividade reprodutiva (Pritchard e Mortimer, 2000). Aparentemente esta espécie não realiza grandes migrações. *N. depressus* é descrita como forrageadora carnívora, mas seus sítios de alimentação e recursos alimentares ainda são pouco conhecidos (Márquez, 1990).

Gênero: *Dermochelys* Blainville, 1816

Espécie: *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761)

Nomes populares: tartaruga-de-couro (português), laúd (espanhol), leatherback turtle (inglês)

O único representante da família Dermochelyidae é o maior dos quelônios e um dos maiores répteis vivos da atualidade (Márquez, 1990). Distingue-se claramente dos representantes da família Cheloniidae em função de sua carapaça flexível, longas nadadeiras dianteiras, corpo fusiforme de grandes proporções e textura coriácea (Figura 6). Além disso, apresenta particulares adaptações fisiológicas e cardiovasculares, como certa capacidade endotérmica, que lhe permite sobreviver em ambientes com baixas temperaturas (<10 °C) e mergulhar a grandes profundidades (>1000 m) (James e Mrosovsky, 2004; Doyle *et al.*, 2008). Portanto, é a espécie mais bem adaptada à natação e mergulho.

Para a espécie *D. coriacea*, a maturação sexual é estimada entre 13 e 29 anos (Zug e Parham, 1996; Avens *et al.*, 2009). Os indivíduos adultos podem ultrapassar 200 cm de comprimento curvilíneo de carapaça e pesar mais de 900 kg (López-Mendilaharsu e Rocha, 2009). A cabeça é triangular e proporcionalmente peque-

na nos adultos. A coloração dorsal é predominantemente negra, com quantidade variável de manchas brancas, mais numerosas na porção ventral. As manchas no pescoço e na base das nadadeiras podem ser azuladas ou rosadas (Pritchard e Mortimer, 2000). Comparativamente, em relação ao tamanho médio de indivíduos adultos, *D. coriacea* é a maior entre as espécies viventes de tartarugas marinhas, seguida por *C. mydas*, *C. caretta*, *E. imbricata*, *N. depressus* e finalmente pelas espécies do gênero *Lepidochelys*.

São tartarugas altamente pelágicas e cosmopolitas que passam a maior parte da sua vida em oceano aberto. Em função das características mencionadas, tem distribuição geográfica mais ampla que as demais tartarugas marinhas, alcançando maiores latitudes e envolvendo a ocupação de ecossistemas mais diversos. No entanto, suas colônias reprodutivas estão limitadas a regiões tropicais e raramente subtropicais (Márquez, 1990). Sua dieta consiste quase exclusivamente de zooplâncton gelatinoso, como medusas, sifonóforos e tunicados. As papilas de formato cônico que recobrem a boca, a garganta e o esôfago favorecem a ingestão dessas presas, uma vez que prendem o alimento enquanto o excesso de água é expelido (Davenport, 1998; James e Herman, 2001; Witt *et al.*, 2007). Os deslocamentos desta espécie envolvem grandes distâncias e profundidades, com comprovados movimentos transoceânicos (Eckert *et al.*, 2006). Em ambientes oceânicos, podem mergulhar a profundidades superiores a 1000 m, mas a maioria ocorre na zona epipelágica (<200 m) (López-Mendilaharsu *et al.*, 2009).



Figura 6 – Exemplar da espécie *Dermochelys coriacea* evidenciando algumas de suas características morfológicas. Arquivo Projeto TAMAR – Projeto de Biodiversidade Marinha do Programa Petrobras Ambiental. Fonte: Banco de Imagens PETROBRAS.

Origem e evolução

A teoria ainda mais aceita acerca da evolução das tartarugas marinhas é que estas tenham descendido de um ancestral terrestre (Kinneary, 1996; Pritchard, 1997). Dessa forma, apresentam morfologia altamente derivada, com muitas adaptações à vida no mar, tais como: a diminuição do número de vértebras e sua fusão às costelas para formar um casco mais leve e hidrodinâmico, modificação dos membros anteriores e posteriores em nadadeiras, eliminação de sal por glândulas lacrimais modificadas, entre outras (Gaffney e Meylan, 1988).

No Cretáceo, há cerca de 130 milhões de anos, já haviam alcançado uma distribuição mundial, apresentando vários níveis de especialização e perfazendo um total de quatro famílias: Toxochelyidae, Protostegidae, Cheloniidae e Dermochelyidae (Márquez, 1990; Pritchard, 1997). A carapaça resistente, que concedia uma proteção contra a predação, foi a provável chave do sucesso adaptativo do grupo, apesar de, por outro lado, ter possivelmente limitado sua diversidade morfológica. O achatamento do casco no plano dorso-ventral, que conferiu maior hidrodinamismo às tartarugas marinhas, limitou também sua capacidade de retração da cabeça comparativamente aos demais

representantes da subordem Cryptodira.

Acredita-se que as espécies modernas de tartarugas marinhas formam um grupo monofilético da subordem Cryptodira, ou seja, que todas derivam de um único ancestral comum (Meylan e Meylan, 2000). No mundo, o registro fóssil mais antigo da linhagem atual de tartarugas marinhas data do Cretáceo Inferior (aproximadamente 110 milhões de anos) e corresponde à espécie recém-descrita *Santanachelys gaffneyi* Hirayama, 1998. Tal registro é oriundo da Bacia do Araripe, Nordeste do Brasil, sendo o primeiro e único registro fóssil desse grupo para o país. A partir desse exemplar, membro mais primitivo da família Protostegidae, ficou evidente que as tartarugas marinhas atuais não sofreram grandes modificações adaptativas desde esse ancestral.

No final do Mesozóico, há cerca de 66 milhões de anos, um dos grandes eventos de extinção em massa do planeta (Extinção K-T) levou ao fim a Era dos Répteis, dando início à Era dos Mamíferos. No Terciário, durante o Eoceno e o Oligoceno, representantes das famílias Toxochelyidae e Protostegidae, respectivamente, desapareceram (Spotilla, 2004). Todos os gêneros e espécies existentes na atualidade surgiram entre 60 e 10 milhões de anos (Márquez, 1990).

Biologia e ciclo de vida

O ciclo de vida das tartarugas marinhas é longo e altamente complexo, envolvendo maturação sexual tardia, migrações transoceânicas, alternância de habitats e de recursos alimentares (Márquez, 1990). Sua longevidade é ainda muito especulativa, uma vez que a idade dos espécimes em populações naturais é de difícil determinação (Gibbons, 1987). Estudos baseados em dados de marcação e recaptura e em marcas de crescimento ósseo indicam que as tartarugas marinhas podem viver por muitas décadas, atingindo ou até mesmo superando a expectativa de vida de um século (Zug *et al.*, 1986; Parham e Zug, 1997). No entanto, condições ambientais afetam diretamente as taxas de crescimento em tartarugas marinhas, de forma que não há um tamanho uniforme que distinga cada estágio de vida (Miller, 1997; Chaloupka e Limpus, 2002; 2005). Em linhas gerais, após atingirem a maturidade sexual, com cerca de 20 a 30 anos (Frazer e Ehrhart, 1985; Klinger e Musick, 1995), os animais adultos migram de áreas de alimentação para áreas de reprodução, geralmente próximas aos sítios de desova (Limpus *et al.*, 1992; Frazier, 2001). Esses deslocamentos, que podem abranger de centenas a milhares de quilômetros, são supostamente orientados pelo campo

magnético da Terra (Lohmann, 2007).

A cópula ocorre cerca de dois meses antes do início das desovas, durante um período receptivo que antecede a primeira emergência das fêmeas para a postura. A cópula pode ocorrer na superfície, no fundo ou na coluna d'água, geralmente em áreas próximas à praia de nidificação (Owens, 1980; Davenport, 1997), ou ainda, menos frequentemente, na área de alimentação ou ao longo de sua rota migratória (Bowen *et al.*, 2005). Os machos podem ser agressivos, provocando eventuais lesões em outros machos, com quem competem pelas fêmeas, e nas próprias fêmeas, durante o ritual de acasalamento (Balazs, 1980). As fêmeas permanecem receptivas aos machos até 30 dias antes da primeira desova (Wood e Wood, 1980). O esperma pode ser armazenado durante uma temporada reprodutiva, mas não há evidências de que possa ser mantido até a temporada seguinte (Owens, 1980; Miller, 1997).

Durante o período reprodutivo, uma fêmea pode ser fecundada por vários machos, gerando altas taxas de múltipla paternidade (Meylan e Meylan, 2000). As tartarugas marinhas são tidas como promíscuas uma vez que apresentam uma mistura de poliginia e poliandria como sistema de acasalamento, no qual machos e fêmeas acasalam-se com vários indivíduos diferentes (Miller, 1997; Bowen e Karl, 2007). A poliandria (sistema de acasalamento em que uma fêmea acasala com vários machos) já foi demonstrada para as espécies *C. caretta* (Harry e Briscoe, 1988; Moore e Ball, 2002; Zbinden *et al.*, 2007), *C. mydas* (Ireland *et al.*, 2003; Lee e Hays, 2004), *L. olivacea* (Hoekert *et al.*, 2002), *L. kempii* (Kichler *et al.*, 1999) e *D. coriacea* (Crim *et al.*, 2002). A poliginia (sistema de acasalamento em que um macho acasala com várias fêmeas), por sua vez, já foi reportada para *C. mydas* (FitzSimmons, 1998) e *D. coriacea* (Crim *et al.*, 2002). A maior vantagem evolutiva desse comportamento é o aumento da variabilidade genética da prole e, conseqüentemente, de seu potencial adaptativo e sobrevivência (Madsen *et al.*, 1992; Byrne e Roberts, 2000). Além disso, os machos da família Cheloniidae não discriminam suas parceiras sexuais, o que favorece a ocorrência de cruzamentos interespecíficos e a geração de híbridos (Bowen, 2007).

Após o acasalamento, os machos regressam às zonas de alimentação, enquanto as fêmeas permanecem nos sítios de desova por cerca de dois meses, período em que realizam de três a seis posturas em média, com intervalos de aproximadamente quinze dias. Esse período entre uma postura e outra é denominado "intervalo internidal". A desova geralmente ocorre no trecho mais elevado da praia, no período noturno (Hays *et al.*, 1995).

Dados de marcação e recaptura, assim como de genética, indicam o comportamento filopátrico das fêmeas (Bjorndal *et al.*, 1983; Bowen *et al.*, 1992; 2004), que consiste na utilização e fidelidade ao sítio natal para as consecutivas desovas, a cada temporada reprodutiva, já na fase adulta. Alguns estudos já demonstraram também que os machos apresentam comportamento de fidelidade ao sítio reprodutivo (Limpus, 1993; FitzSimmons *et al.*, 1997; James *et al.*, 2005). No entanto, as tartarugas marinhas, particularmente as fêmeas, não se reproduzem anualmente, havendo um intervalo variável entre as migrações reprodutivas e/ou eventos de desova, denominado “intervalo de remigração” (Carr e Carr, 1970; Carr *et al.*, 1978; Bull e Shine, 1979; Godley *et al.*, 2002). Os ciclos reprodutivos podem ser anuais, bianuais, trianuais ou irregulares. Apesar desse intervalo variar entre populações e espécies conforme a disponibilidade de alimento, mudanças ambientais e a distância entre as áreas de alimentação e reprodução (Limpus, 1993; Miller, 1997; Broderick *et al.*, 2001), o mais comum é o de cerca de 2-3 anos (Troëng e Chaloupka, 2007). Por isso, diferenças na produtividade em determinadas regiões oceânicas podem afetar a probabilidade de que ocorra nidificação e, consequentemente, o intervalo de remigração das fêmeas (Caut *et al.*, 2008; Saba *et al.*, 2008).

Diferentes fatores ambientais são capazes de influenciar o processo de desova em praias arenosas, como sua declividade, granulometria, composição mineralógica, temperatura, salinidade, umidade, pH, entre outros (Mortimer, 1990; Wood *et al.*, 2000; Júnior *et al.*, 2008; Pike, 2008). Caso as condições selecionadas pela fêmea não estejam presentes, ou caso a fêmea seja perturbada durante sua escolha, a mesma poderá retornar ao mar, sem realizar a postura (Pike, 2008). Cada ninho possui em média 120 ovos que permanecem em incubação por aproximadamente 50-60 dias (Miller, 1997). O tempo de incubação está diretamente relacionado à temperatura do ninho, de forma que temperaturas mais frias implicam em tempos de incubação mais longos. A temperatura de incubação dos ovos determinará também o sexo dos filhotes (Mrosovsky, 1994). Não há cuidado parental e os filhotes emergem do ninho de forma desassistida (Morreale *et al.*, 1982). A taxa de eclosão, isto é, a proporção de filhotes nascidos em relação ao total de ovos, varia em função da espécie e das condições de incubação, tais como tipo de areia, local de postura, temperatura, entre outros.

A determinação ambiental do sexo é comum entre répteis, principalmente a dependente da temperatura (*TSD*, *temperature-dependent sex determination*). Esse mecanismo implica na determinação irreversível do sexo através da temperatura de incubação dos ovos. Esta funciona como um gatilho que inicia, após a fertilização, a cascata

de eventos que leva ao desenvolvimento das gônadas – ovários ou testículos (Crews *et al.*, 1994; Ciofi e Swingland, 1997). Nos quelônios, a temperatura de incubação dos ovos, particularmente durante o segundo terço da incubação, é que determina a diferenciação sexual durante a embriogênese. Quanto mais elevada for a temperatura predominante nesta fase, maior o índice de eclosão de fêmeas, e quanto mais baixa, maior o índice de eclosão de machos. A faixa de temperatura em que o desenvolvimento dos filhotes é viável ocorre entre 24 e 34 °C. Temperaturas abaixo ou acima desta faixa irão, portanto, comprometer o sucesso de eclosão. A temperatura pivotal, na qual é gerada uma proporção sexual equivalente entre machos e fêmeas (1:1), fica em torno de 30 °C (Mrosovsky, 1994).

O dimorfismo sexual só se torna aparente na fase adulta, quando a cauda do macho torna-se mais grossa e maior que a da fêmea, ultrapassando consideravelmente o limite da carapaça (Pritchard e Mortimer, 2000). Ainda assim, deve-se ter cautela em adotar esta característica para determinar o sexo de tartarugas marinhas, pois há possibilidade de se confundir machos juvenis grandes com fêmeas adultas pequenas (Wibbels, 2003). Como não é possível determinar o sexo através da morfologia externa em filhotes e juvenis, podem ser utilizadas as técnicas de dissecação e avaliação histopatológica das gônadas (em exemplares mortos), videolaparoscopia abdominal para visualização e identificação macroscópica das mesmas e/ou dosagem hormonal (como de metabólitos de testosterona e estradiol) a partir de amostras de sangue (Wibbels, 1999; 2003).

Após o período de incubação, os filhotes emergem do ninho como um grupo coeso, uns facilitando a subida dos outros. Esta é uma importante estratégia para minimizar os impactos da predação dos filhotes durante o deslocamento para o mar (Miller, 1997). Após a eclosão, os filhotes, orientados pela luminosidade do horizonte, dirigem-se ao mar aberto, incorporando-se às comunidades pelágicas à deriva (Lohmann *et al.*, 1997). Durante esse deslocamento, os filhotes utilizam reservas de energia e apresentam um frenesi de natação (Carr, 1980). Supõe-se que no momento de deslocamento em direção ao mar, ocorra o registro (*imprinting*) das características físico-químicas da praia que seriam utilizadas para o retorno a essas mesmas áreas já na fase adulta (Lohmann, 2007).

Uma vez no mar, sua orientação passa a ser determinada pela direção das ondas (Lohmann *et al.*, 1995). Quando entram no oceano aberto, os filhotes iniciam a fase juvenil de seu ciclo de vida. Esta pode ser dividida em uma fase oceânica ou pelágica e

uma fase costeira ou nerítica (Frazier, 2001). A fase pelágica é pouco conhecida, sendo este período chamado de “anos perdidos” (Carr, 1986; Bolten *et al.*, 1998). Acredita-se que durante este período, os juvenis dispersem-se passivamente pelas correntes oceânicas (Carr, 1980), frequentemente associados a bancos de algas em zonas de convergência, onde encontram alimento e abrigo (Carr, 1980; Bolten e Balazs, 1995). Após tal período, as tartarugas marinhas juvenis adentram habitats costeiros e iniciam a fase de vida nerítica. Durante esta fase, adquirem preferências específicas em relação ao habitat e alimentação (Frazier, 1984). Em seguida, ocupam finalmente seus habitats de alimentação da fase adulta, onde assumem uma dieta onívora e passam a armazenar energia e nutrientes para a temporada reprodutiva (Bowen *et al.*, 2005).

As tartarugas-de-couro são a exceção a esse ciclo de vida padrão, apresentado pelas demais espécies de tartarugas marinhas. Após a eclosão, os filhotes dessa espécie já se tornam forrageiros ativos em zonas de convergência e ressurgência (Musick e Limpus, 1997). As tartarugas-de-couro são as mais pelágicas entre as espécies de tartarugas marinhas, se mantendo em águas mais profundas tanto no estágio juvenil quanto adulto – esta espécie não apresenta a fase de desenvolvimento mais próxima à costa, diferentemente das outras espécies (Musick e Limpus, 1997).

A predação natural ocorre ao longo de todo o ciclo de vida das tartarugas marinhas, sendo particularmente elevada nos ninhos, o que compromete o sucesso de eclosão, e na fase de emergência dos filhotes recém-eclodidos (Nellis e Small, 1983). O fato de os filhotes saírem dos ninhos geralmente à noite é possivelmente uma adaptação para evitar a predação, uma vez que os mesmos têm sua atividade inibida pelo calor, o que os tornaria mais susceptíveis aos predadores, comumente mais ativos durante o dia (Moran *et al.*, 1999). Dessa forma, o declínio da temperatura da areia à noite provavelmente funciona como um gatilho para a emergência dos filhotes dos ninhos (Hays *et al.*, 1992), o que explicaria a saída dos filhotes durante a noite em outras espécies de quelônios que desovam em diferentes ambientes. Quanto mais duradouro for o tempo de emergência dos filhotes, maiores serão as chances de predação. Por isso, ocorre uma sincronização da eclosão dos filhotes, de forma que os embriões menos desenvolvidos em um ninho aceleram o seu desenvolvimento ou eclodem prematuramente para emergirem em grupo com os outros filhotes e, assim, diluam os riscos da predação (Spencer *et al.*, 2001).

O crescimento das tartarugas marinhas é um processo lento, fato que está diretamente associado à sua maturidade sexual tardia (Davenport, 1997). Como as taxas de

crescimento variam de uma população para outra, dependendo da disponibilidade e qualidade dos recursos nas áreas de alimentação, sua maturidade sexual também varia entre as diferentes populações (Moncada *et al.*, 1999). Os hábitos alimentares variam consideravelmente entre espécies e em função de seu estágio de vida, localidade, período do ano, comportamento e fatores ecológicos. Apesar de terem suas preferências alimentares, as tartarugas marinhas são organismos altamente oportunistas em relação à alimentação, o que as leva a ingerir inclusive resíduos sólidos antropogênicos, uma importante causa de morte na atualidade (Bjorndal, 1997).

Importância ecológica e conservacionista

As tartarugas marinhas apresentam a capacidade de transportar alimento de um sistema produtivo para um menos fértil. Um exemplo desta contribuição se observa nos encalhes, capazes de aportar nutrientes do ecossistema marinho para a zona costeira a partir da decomposição de matéria orgânica (McLachlan e McGwynne, 1986; Deegan, 1993). Esse processo também ocorre nas praias de desova, no momento em que as tartarugas marinhas depositam seus ovos, aportando assim matéria orgânica rica em nutrientes com altas concentrações energéticas. Essa energia é então aproveitada pelo sistema através de predadores e detritívoros que decompõem a matéria orgânica, deixando nutrientes à disposição em formas simples e de fácil assimilação (Bouchard e Bjorndal, 2000; Bjorndal e Jackson, 2003).

Além disso, desempenham importante papel no ecossistema marinho que habitam à medida que atuam como consumidores, presas, competidores, hospedeiros para parasitas e patógenos (Bjorndal e Jackson, 2003), interagem em simbiose com outras espécies, como camarões e rêmoras (Sazima *et al.*, 2004; Sazima e Grossman, 2006), transportam epibiontes em seus cascos, como cracas incrustantes e algas filamentosas (Casale *et al.*, 2004).

Muito além de suas funções ecológicas, que já seriam suficientes para justificar os esforços em prol de sua conservação, as tartarugas marinhas têm servido há milênios como símbolos para diversas sociedades e culturas, e mais recentemente, como emblema de “espécie-bandeira”. Este conceito aplica-se a organismos que, independente de seus atributos biológicos e ecológicos, apresentam uma relação especial com a sociedade, sendo capazes de atrair a atenção e motivar grupos sociais em prol de uma causa. E como tal, constituem alvo de conflito de interesses, uma vez que, enquanto

conservacionistas têm nas tartarugas marinhas um símbolo valioso para obter apoio para a proteção de espécies ameaçadas e criação de áreas protegidas, outros setores as utilizam como uma simples ferramenta de *marketing* ou as consideram como um obstáculo às suas atividades (Frazier, 2005).

Principais ameaças

As tartarugas marinhas, abundantes nos mares tropicais e temperados até o século 19, vêm sofrendo globalmente inúmeras pressões ambientais, principalmente de origem antrópica, o que têm determinado a atual condição de ameaça a suas populações e a extinção de muitas delas (Lutcavage *et al.*, 1997). Por isso, quase todas as espécies encontram-se ameaçadas segundo a Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature – IUCN, 2012*) e, nacionalmente, estão incluídas no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção do Ministério do Meio Ambiente (Martins e Molina, 2008). Adicionalmente, 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, 2012*), da qual o Brasil é signatário (Tabela 1).

Tabela 1 – Status de ameaça das sete espécies de tartarugas marinhas existentes na atualidade segundo a *International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2012)*, a *Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Flora and Fauna (CITES, 2012)* e o *Ministério do Meio Ambiente do Brasil (Martins e Molina, 2008)*. Onde: DD = deficiente em dados, VU = vulnerável, EN = em perigo, CR = criticamente em perigo.

Espécie	Nome Popular	Status de Ameaça
<i>Chelonia mydas</i>	Tartaruga-verde	EN (IUCN, 2012); Apêndice I (CITES, 2012); Brasil: VU (Martins e Molina, 2008)
<i>Caretta caretta</i>	Tartaruga-cabeçuda	EN (IUCN, 2012); Apêndice I (CITES, 2012); Brasil: VU (Martins e Molina, 2008)
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tartaruga-de-pente	CR (IUCN, 2012); Apêndice I (CITES, 2012); Brasil: EN (Martins e Molina, 2008)
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tartaruga-oliva	EN (IUCN, 2012); Apêndice I (CITES, 2012); Brasil: EN (Martins e Molina, 2008)
<i>Lepidochelys kempii</i>	Tartaruga-de-Kemp	CR (IUCN, 2012); Apêndice I (CITES, 2012)
<i>Natator depressus</i>	Tartaruga-australiana	DD (IUCN, 2012); Apêndice I (CITES, 2012)
<i>Dermochelys coriacea</i>	Tartaruga-de-couro	CR (IUCN, 2012), Apêndice I (CITES, 2012); Brasil: CR (Martins e Molina, 2008)

Historicamente, esses organismos foram muito explorados, seja através do consumo de ovos ou da captura das fêmeas para subsistência e comercialização da carne e derivados, o que acarretou no declínio da maioria das populações em todo o mundo (Lutcavage *et al.*, 1997). Nas últimas décadas, a ocupação humana e a especulação imobiliária têm sido responsáveis pela degradação dos ambientes marinhos e costeiros e pela consequente ameaça a esses animais através da destruição da vegetação nativa, aumento do tráfego de veículos e de embarcações, da iluminação artificial, da poluição das praias e da contaminação dos mares (*National Research Council*, 1990; Bugoni *et al.*, 2001; Milton e Lutz, 2010; Corcoran *et al.*, 2009). Além disso, o aparecimento de doenças (Aguirre *et al.*, 1994; Baptistotte, 2007; Manire *et al.*, 2008) e até mesmo os efeitos das mudanças climáticas, como a perda de sítios de desova pela elevação do nível do mar, alteração drástica da razão sexual de algumas populações e variação da disponibilidade de alimentos (Weishampel *et al.*, 2004; Fish *et al.*, 2005; Hawkes *et al.*, 2007), também têm afetado negativamente suas populações.

Mais recentemente, o desenvolvimento das atividades de exploração e produção de petróleo e gás natural (E&P), apesar de licenciadas e monitoradas, representam riscos ambientais adicionais, tais como vazamentos e derramamentos de substâncias derivadas de hidrocarbonetos do petróleo, extremamente danosas à saúde do ecossistema marinho (Silva *et al.*, 2008). A ingestão de resíduos sólidos de origem antropogênica constitui outra importante ameaça às tartarugas marinhas e tem sido amplamente documentada em todo o Atlântico Sul Ocidental (Bugoni *et al.*, 2001, Mascarenhas *et al.*, 2004). O problema agrava-se proporcionalmente ao aumento da poluição do mar, de modo que seu registro pode ser utilizado para avaliar a saúde do ambiente.

No entanto, a interação com diferentes artes de pesca em escala artesanal e industrial continua a configurar a principal causa de mortalidade de juvenis e adultos de tartarugas marinhas em todo o mundo (Kotas *et al.*, 2004; Lewinson *et al.*, 2004; Wallace *et al.*, 2010). Assim, apesar de atualmente estarem protegidas por tratados internacionais e por leis, portarias, instruções normativas, resoluções e decretos em âmbito nacional (Santos *et al.*, 2011), as tartarugas marinhas continuam sob a ameaça da interferência antrópica decorrente, principalmente, da exploração desordenada dos recursos naturais e da descaracterização de habitats.

Referências Bibliográficas

- Aguirre, A., Balazs, G.H., Zimmerman, B., Spraker, T.R., 1994. Evaluation of hawaiian green turtles (*Chelonia mydas*) for potential pathogens associated with fibropapillomas. *Journal of Wildlife Diseases* 30, 8-15.
- 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, 165-177.
- Balazs, G.H., 1980. Synopsis of biological data on the green turtle in the Hawaiian Islands. NOAA Technical Memorandum NMFS-SWFC-7.
- Baptistotte, C., 2007. Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP, Brasil, 63p.
- Bartol, S.M., Musick, J.A., 2003. Sensory Biology of Sea Turtles. Pp. 79-102. In: Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*, Vol. II. Florida: CRC Press.
- Bernardo, J., Plotkin, P.T., 2007. An Evolutionary Perspective on the Arribada Phenomenon and Reproductive Behavioral Polymorphism of Olive Ridley Sea Turtles (*Lepidochelys olivacea*). Pp. 59-87. In: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Baltimore, Maryland: The John Hopkins University Press.
- Brand-Gardner, S.J., Limpus, C.J., Lanyon, M.J., 1999. Diet selection by immature green turtles, *Chelonia mydas*, in subtropical Moreton Bay, southeast Queensland. *Australian Journal of Zoology* 47, 181-191.
- Bjorndal, K.A., Meylan, A.B., Turner, B.J., 1983. Sea turtle nesting at Melbourne Beach. I. Size, growth, and reproductive biology. *Biological Conservation* 26, 65-77.
- Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., 1988. Growth rates of immature green turtles, *Chelonia mydas*, on feeding grounds in the southern Bahamas. *Copeia* 3, 555-564.
- Bjorndal, K.A., 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. Pp. 199-232. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Florida: CRC Press, 432p.
-

-
- Bjorndal, K., Jackson, J. 2003. Roles of Sea Turtles in Marine Ecosystems: Reconstructing the Past. Pp. 259-273. In: Lutz, P.L., Musick, J.A., Wyneken, J. (Eds.). The Biology of Sea Turtles, Vol. II. Florida: CRC Press,
- Bjorndal, K.A., Zug, G.R., 1995. Growth and Age of Sea Turtles. Pp. 599-600. In: Bjorndal, K.A. (Ed.) Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington DC: Smithsonian Institution Press.
- Bolten, A.B., Balazs, G. H., 1995. Biology of the early pelagic stage - the "lost year". Pp. 575-581. In: Bjorndal, K.A. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Washington DC: Smithsonian Institution Press.
- Bolten, A.B., Bjorndal, K.A., Martins, H.R., Dellinger, T., Bicoito, M.J., Encalada, S.E., Bowen, B.W., 1998. Transatlantic developmental migrations of loggerhead sea turtles demonstrated by mtDNA sequence analysis. Ecological Applications 8, 1-7.
- Bona, P., Fuente, M.S., Reguero, M.A., 2010. New fossil turtle remains from the Eocene of the Antarctic Peninsula. Antarctic Science 22, 531-532.
- Bouchard, S., Bjorndal, K. 2000. Sea Turtles as Biological Transporters of Nutrients and Energy from Marine to Terrestrial Ecosystems. Ecology 81, 2305-2313.
- Bowen, B.W., 2007. Sexual harassment by a male green turtle (*Chelonia mydas*). Marine Turtle Newsletter 117:10.
- Bowen, B.W., Karl, S.A., 2007. Population genetics and phylogeography of sea turtles. Molecular Ecology 16, 4886-4907.
- 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 matriarchal phylogeny. Evolution 46, 865-881.
- Bowen, B.W., Bass, A.L., Chow, S.M., Bostrom, M., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Okuyama, T., Bolker, B.M., Epperly, S., Lacasella, E., Shaver, D., Dodd, M., Hopkins-Murphy, S.R., Musick, J.A., Swingle, M., Rankin-Baransky, K., Teas, W., Witzell, W.N., Dutton, P.H., 2004. Natal homing in juvenile loggerhead turtles (*Caretta caretta*). Molecular Ecology 13, 3797-3808.
- Bowen, B.W., Bass, A.L., Soares, L., Toonen, R.J., 2005. Conservation implications of complex population structure: lessons from the loggerhead turtle (*Caretta caretta*). Molecular Ecology 14, 2389-2402.
-

-
- Broderick, A.C., Godley, B.J., Hays, G.C., 2001. Metabolic heating and the prediction of sex ratios for green turtles (*Chelonia mydas*). *Physiological and Biochemical Zoology* 74, 161-170
- Bugoni, L., Krause, L., Petry, M.V., 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1330-1334.
- Bull, J.J., Shine, R., 1979. Iteroparous animals that skip opportunities for reproduction. *The American Naturalist* 114, 296-303.
- Byrne, P.G., Roberts, J.D., 2000. Does multiple paternity improve the fitness of the frog *Crinia georgiana*? *Evolution* 54, 968-973.
- Carr, A., 1980. Some Problems of Sea Turtle Ecology. *American Zoology* 20, 489-498.
- Carr, A., 1986. Rips, FADS, and little loggerheads. *BioScience* 36, 92-100.
- Carr, A.F., Carr, M.H., 1970. Modulated reproductive periodicity in *Chelonia mydas*. *Ecology* 51, 335-337.
- Carr, A., Carr, M.H., Meylan, A.B., 1978. The ecology and migrations of sea turtles, 7. The west Caribbean green turtle colony. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 162, 1-46.
- Casale, P., Freggi, D., Basso, R., Argano, R., 2004. Epibiotic barnacles and crabs as indicators of *Caretta caretta* distribution and movements in the Mediterranean Sea. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 84, 1005-1006.
- Caut, S., Fossette, S., Guirlet, E., Angulo, E., Das, K., Girondot, M., Georges, J.Y., 2008. Isotope analysis reveals foraging area dichotomy for Atlantic leatherback turtles. *PLoS ONE* 3: e1845.
- Chaloupka, M., Limpus, C.J., 2002. Survival probability estimates for the endangered loggerhead sea turtle resident in southern Great Barrier Reef waters. *Marine Biology* 140, 267-277.
- Chaloupka, M., Limpus, C.J., 2005. Estimates of sex- and age-class-specific survival probabilities for a southern Great Barrier Reef green sea turtle population. *Marine Biology* 146, 1251-1261.
- Chaloupka, M., Musick, J.A., 1997. Age, growth, and population dynamics. Pp. 233-276. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Florida: CRC Press, 432p.
-

-
- Ciofi, C., Swingland, I.R., 1997. Environmental sex determination in reptiles. *Applied Animal Behaviour Science* 51, 251-265.
- CITES. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. <<http://www.cites.org/eng/app/appendices.shtml>>. Acessado em junho de 2013.
- Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M., 2009. Plastics and beaches: a degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin* 58, 80-84.
- Crews, D., Bergeron, J.M., Bull, J.J., Flores, D., Tousignant, A., Skipper, J.K., Wibbels, T., 1994. Temperature-dependent sex determination in reptiles: proximate mechanisms, ultimate outcomes, and practical applications. *Developmental Genetics* 15, 297-312.
- Crim, J.L., Spotila, L.D., Spotila, J.R., O'Connor, M., Reina, R., Williams, C.J., Paladino, F.V., 2002. The Leatherback Turtle, *Dermochelys coriacea*, exhibits both polyandry and polygyny. *Molecular Ecology* 11, 2097-2106.
- Davenport, J., 1997. Temperature and the life-history strategies of sea turtles. *Journal of Thermal Biology* 22, 479-488.
- Davenport, J., 1998. Sustaining endothermy on a diet of cold jelly: energetics of the leatherback turtles *Dermochelys coriacea*. *British Herpetological Society Bulletin* 62, 4-8.
- Deegan, L.A., 1993. Nutrient and Energy Transport Between Estuaries and Coastal Marine Ecosystems by Fish Migration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50, 74-79.
- Doyle, T.K., Houghton, J.D.R., O'Súilleabháin, P.R., Hobson, V.J., Marnell, F., Davenport, J., Hays, G.C., 2008. Leatherback turtles satellite-tagged in European waters. *Endangered Species Research* 4, 23-31.
- 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 Conservation and Biology* 5, 239-248.
- Eckrich, C.E., Owens, D.W., 1995. Solitary versus arribada nesting in the olive ridley sea turtles (*Lepidochelys olivacea*): a test of the predator-satiation hypothesis. *Herpetologica* 51, 349-354.
-

-
- Ehrenfeld, J.G., Ehrenfeld, D.W., 1973. Externally secreting glands of freshwater and sea turtles. *Copeia* 1, 305-314.
- Fish, M.R., Côté, I.M., Gill, J.A., Jones, A.P., Renshoff, S., Watkinson, A.R., 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology* 19, 482-491.
- FitzSimmons, N.N., 1998. Single paternity of clutches and sperm storage in the promiscuous green turtle (*Chelonia mydas*). *Molecular Ecology* 7, 575-584.
- FitzSimmons, N.N., Limpus, C.J., Norman, J.A., Goldizen, A.R., Miller, J.D., Moritz, C., 1997. Philopatry of male marine turtles inferred from mitochondrial DNA markers. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94, 8912-8917.
- Frazer, N.B., Ehrhart, L.M., 1985. Preliminary growth models for green, *Chelonia mydas*, and loggerhead, *Caretta Caretta*, turtles in the wild. *Copeia* 1, 73-79.
- Frazier, J., 1984. Marine turtles in the Seychelles and adjacent territories. Pp. 417-468. In: Stoddart, D.R. (Ed.). *Biogeography and Ecology of the Seychelles Islands*. Washington DC: Smithsonian Institution Press.
- Frazier, J., 2001. General natural history of marine turtles. Pp. 3-17. In: Eckert K.L., Abreu-Grobois, F.A. (Eds.). *Proceedings of the Regional Meeting: "Marine Turtle Conservation in the Wider Caribbean Region – A Dialogue for Effective Regional Management"*. WIDECAST, IUCN-MTSG, WWF e UNEP-CEP, 154p.
- Frazier, J., 2005. Marine Turtles: The Role of Flagship Species in Interactions Between People and the Sea. *Maritime Studies* 3, 5-38.
- Gaffney, E.S., Meylan, P.A., 1988. A phylogeny of turtles. Pp. 157-219. In: Benton, M.J. (Ed.). *The Phylogeny and Classification of Tetrapods*. Clarendon Press, Oxford.
- Gibbons, J.W., 1987. Why do turtles live so long? *BioScience* 37, 262-269.
- Godley, B.J., Broderick, A.C., Frauenstein, R., Glen, F., Hays, G.C., 2002. Reproductive seasonality and sexual dimorphism in green turtles. *Marine Ecology Progress Series* 226, 125-133.
- Goode, J., 1967. *Freshwater Tortoises of Australia and New Guinea*. Lansdowne Press, Melbourne, Australia.
-

-
- Harry, J.L., Briscoe, D.A., 1988. Multiple paternity in the Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*). *Journal of Heredity* 79, 96-99.
- Hays, G.C., Speakman, J.R., Hayes, J.P., 1992. The pattern of emergence by loggerhead turtle (*Caretta caretta*) hatchlings on Cephalonia, Greece. *Herpetology* 48, 396-401.
- Hays, G.C., Adams, C.R., Mortimer, J.A., Speakman, J.R., 1995. Inter- and intra-beach thermal variation for green turtle nests on Ascension Island, South Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 75, 405-411.
- Hays, G.C., Broderick, A.C., Godley, B.J., Lovell, P., Martin, C., McConnell, B.J., Richardson, S., 2002. Biphasal long-distance migration in green turtles. *Animal Behaviour* 64, 895-898.
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H., Godley, B.J., 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology* 13, 1-10.
- Hirth, H.F., 1997. Synopsis of the biological data on green turtle *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). Washington DC: U.S. Fish and Wildlife Service.
- Hoekert, W.E.J., Neuféglise, H., Schouten, A.D., Menken, S.B.J., 2002. Multiple paternity and female-biased mutation at a microsatellite locus in the olive Ridley Sea Turtle (*Lepidochelys olivacea*). *Heredity* 89, 107-113.
- Ireland, J.S., Broderick, A.C., Glen, F., Godley, B.J., Hays, G.C., Lee, P.L.M., Skibinski, D.O.F., 2003. [Journal of Experimental Marine Biology and Ecology](#) 91, 149-160.
- IUCN, 2012. The International Union for Conservation of Nature. IUCN Red List of Threatened Species Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acessado em junho de 2013.
- James, M.C., Eckert, S.A., Myers, R.A., 2005. Migratory and reproductive movements of male leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Marine Biology* 147, 845-853.
- James, M.C., Herman, T.B., 2001. Feeding of *Dermochelys coriacea* on medusae in the northwest Atlantic. *Chelonian Conservation and Biology* 4, 202-205.
-

-
- James, M.C., Mrosovsky, N., 2004. Body temperatures of leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*) in temperate waters off Nova Scotia, Canada. *Canadian Journal of Zoology* 82, 1302-1306.
- Júnior, P.D.F., Rosa, M.F., Lorenzo, M., Monteiro, M.F., Júnior, R.A., 2008. Influência das características geológicas do local de desova na duração da incubação e no sucesso da eclosão dos ovos de *Caretta caretta* na praia da Guanabara, Anchieta, Espírito Santo. *Iheringia, Série Zoológica, Porto Alegre* 98, 447-453.
- Kamezaki, N., Matsui, M., 1995. Geographic variation in skull morphology of the green turtle, *Chelonia mydas*, with a taxonomic discussion. *Journal of Herpetology* 29, 51-60.
- Karl, S.A., Bowen, B.W., 1999. Evolutionary significant units versus geopolitical taxonomy: molecular systematics of an endangered sea turtle (genus *Chelonia*). *Conservation Biology* 13, 990-999.
- Kichler, K., Holder, M.T., Davis, S.K., Márquez, R., Owens, D.W., 1999. Detection of multiple paternity in the Kemp's Ridley Sea Turtle with limited sampling. *Molecular Ecology* 8, 819-830.
- Kinneary, J.J., 1996. The origin of marine turtles: a pluralistic view of evolution. *Chelonian Conservation and Biology* 2, 73-78.
- Klinger, R.C., Musick, J.A., 1995. Age and growth of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from Chesapeake Bay. *Copeia* 1, 204-209.
- Kotas, J.E., dos Santos, S., de Azevedo, V.G., Gallo, B.M., Barata, P.C., 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. *Fish Bulletin* 102, 93-399.
- Lee, P.L.M., Hays, G.C., 2004. Polyandry in a marine turtle: females make the best of a bad job. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101, 6530-6535.
- Lewinson, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J., Freeman, S.A., 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* 19, 598-604.
- Limpus, C.J., 1993. The green turtle, *Chelonia mydas*, in Queensland: breeding males in the southern Great Barrier Reef. *Wildlife Research* 20, 513-523.
-

-
- Limpus, C.J., Miller, J.D., Parmenter, C.J., Reimer, D., Mclachlan, N., Webb, R., 1992. Migration of green (*Chelonia mydas*) and loggerhead (*Caretta caretta*) turtles to and from eastern Australian rookeries. *Wildlife Research* 19, 347-358.
- Lohmann, K.J., 2007. Marine turtles use geomagnetic cues during open-sea homing. *Current Biology* 17, R102-104.
- Lohmann, K.J., Swartz, A.W., Lohmann, C.M.F., 1995. Perception of ocean wave direction by sea turtles. *Journal of Experimental Biology* 198, 1079-1085.
- Lohmann, K.J., Witherington, B.E., Lohmann, C.M.F., Salmon, M., 1997. Orientation, navigation, and natal beach homing in sea turtles. Pp. 107-135. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Florida: CRC Press, 432p.
- López-Mendilaharsu, M., Rocha, C.F.D., 2009. Comportamento de movimentação horizontal da tartaruga-de-couro *Dermochelys coriacea*. *Oecologia Brasiliensis* 13, 99-114.
- 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, 31-39.
- Lutcavage, M.E., Plotkin, P., Witherington, B., Lutz, P.L., 1997. Human impacts on sea turtle survival. Pp. 387-409. *The Biology of Sea Turtles*. Florida: CRC Press, 432p.
- McArthur, S., Meyer, J., Innis, C. Anatomy and Physiology. Pp. 35-71. In: McArthur, S., Wilkinson, R., Meyer, J. (Eds.). *Medicine and Surgery of Tortoises and Turtles*. Oxford: Blackwell Publishing Ltd., 578p.
- Madsen, T., Shine, R., Loman, J., Hakansson, T., 1992. Why do female adders copulate so frequently? *Nature* 355, 440-441.
- Manire, C.A., Stacy, B.A., Kinsel, M.J., Daniel, H.T., Anderson, E.T., Wellehan Jr., J.F.X., 2008. Proliferative dermatitis in a loggerhead turtle, *Caretta caretta*, and a green turtle, *Chelonia mydas*, associated with novel papillomaviruses. *Veterinary Microbiology* 130, 227-237.
- 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., 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., Lopez, G.G., Soares, L.S., Santos, A.J.B., Bellini, C., Santos, A.S., Lopez, M., 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 1, 26-34.
- 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, Vol. 11. FAO, Rome, 81p.
- Martins, M.R.C., Molina, F.B., 2008. Panorama Geral dos Répteis Ameaçados do Brasil. Pp. 326-377. In: Machado, A.B.M., Drummond G.M., Paglia A.P. (Eds.). *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*, 1ª Edição. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.
- Mascarenhas, R., Santos, R., Zeppelini, D., 2004. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 49, 354-355.
- McLachlan, A., McGwynne, L.E., 1986. Do Sandy Beaches Accumulate Nitrogen? *Marine Ecology Progress Series* 34, 191-195.
- 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, 200-224.
- Meylan, A.B., Meylan, P.A., 2000. Introducción a la Evolución, Historias de Vida y Biología de las Tortugas Marinas. Pp. 3-5. In: Eckert, K.L., Bjorndal, K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. IUCN/SSC Publicación No. 4, 270p.
- Miller, J.D., 1997. Reproduction in sea turtles. Pp. 51-81. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Florida: CRC Press, 432p.
- Milton, S., Lutz, P., 2010b. Natural and human impacts on turtles. Pp. 27-34. In: Shigenaka, G. (Ed.). *Oil and sea turtles – biology, planning, and response*. NOAA's National Ocean Service, Office of Response and Restoration, Hazardous Materials Response Division, 116p.
-

-
- Moncada, F., Carrillo, E., Saenz, A., Nodarse, G., 1999. Reproduction and nesting of the hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata*, in the Cuban Archipelago. *Chelonian Conservation and Biology* 3, 257-263.
- Moore, M.K., Ball, R.M., 2002. Multiple paternity in Loggerhead Turtle (*Caretta caretta*) nests on Melbourne Beach, Florida: a microsatellite analysis. *Molecular Ecology* 11, 281-288.
- Moran, K.L., Bjorndal, K.A., Bolton, A.B., 1999. Effects of the thermal environment on the temporal pattern of emergence of hatchling Loggerhead Turtles *Caretta caretta*. *Marine Ecology Progress Series* 189, 251-261.
- Morreale, S.J., Ruiz, G.J., Spotila, J.R., Standora, E.A., 1982. Temperature-dependent sex determination: current practices threaten conservation of sea turtles. *Science* 216, 1245-1247.
- Morreale, S.J., Plotkin, P., Shaver, D., Kalb, H.J., 2007. Adult migration and habitat utilization – Ridley turtles in their element. Pp. 213-229. In: Plotkin, P.T. (Ed.). *Biology and Conservation of Ridley Sea Turtles*. Baltimore, Maryland: The John Hopkins University Press.
- Mortimer, J.A., 1990. The Influence of beach sand characteristics on the nesting behaviour and clutch survival of green turtles (*Chelonia mydas*). *Copeia* 3, 802-817.
- Mortimer, J.A., Carr, A., 1987. Reproduction and Migrations of the Ascension Island Green Turtle (*Chelonia mydas*). *Copeia* 1, 103-113.
- Mrosovsky, N., 1994. Sex ratios of sea turtles. *Journal of Experimental Zoology* 60, 1012-1016.
- 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*. Florida: CRC Press, 432p.
- Naro-Maciel, E., Becker, H.J., Lima, E.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, 29-39.
- National Research Council*, 1990. *Decline of sea turtles: causes and prevention*. Committee on Sea Turtle Conservation. National Academy of Sciences, National Academy Press, Washington, D.C., USA, 280p.
-

-
- Nellis, D., Small, V., 1983. Mongoose Predation on Sea Turtle Eggs and Nests. *Biotropica* 15, 159-160.
- Owens, D.W., 1980. The comparative reproductive physiology of sea turtles. *American Zoology* 20, 549-563.
- Parham, J.F, Zug, J.R., 1997. Age and growth of loggerhead sea turtles of coastal Georgia: an assessment of skeletochronological age-estimates. *Bulletin of Marine Science* 61, 287-304.
- Pike, D.A., 2008. Environmental correlates of nesting in loggerhead turtles, *Caretta caretta*. *Animal Behaviour* 76, 603-610
- Pritchard, P.C.H., 1997. Evolution, phylogeny, and current status. Pp. 1-28. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Florida: CRC Press, 432p.
- Pritchard, P.C.H., Mortimer, J.A., 2000. Taxonomía, Morfología Externa e Identificación de las Especies. Pp. 23-44. In: Eckert, K.L., Bjorndal K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.). *Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas*. IUCN/SSC Publicación No. 4, 270p.
- Pritchard, P.C.H., Trebbau, P., 1984. *The Turtles of Venezuela*. Oxford, Ohio. Society for the Study of Amphibians and Reptiles, 414p.
- Rostal, D.C., Grumbles, J.S., Palmer, K.S., Lance, V.A., Spotila, J.R., Paladino, F.V., 2001. Changes in gonadal and adrenal steroid levels in the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) during the nesting cycle. *General and Comparative Endocrinology* 122, 139-147.
- Raphael, B.L., 2003. Chelonians (Turtles, Tortoises). Pp. 48-58. In: Fowler, M.E., Miller, R.E. (Eds.). *Missouri: Saunders. Zoo and Wild Animal Medicine*.
- Saba, V.S., Shillinger, G.L., Swithenbank, A.M., Block, B.A., Spotila, J.R., Musick, J.A., Paladino, F.V., 2008. An Oceanographic Context for the Foraging Ecology of Eastern Pacific Leatherback Turtles: Consequences of ENSO. *Deep-Sea Research I* 55, 646-660.
- Sanches, T.M., 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, A.S., Almeida, A.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., Thomé, J.C.S.A., Wanderlinde, J., Marcovaldi, M.A., Lopez-Mendilaharsu, M.M., Damasceno, M.T., Barata, P.C.R., Sforza, R., 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas. In: Marcovaldi, M.A., Santos, A.S., Sales, G. (Eds.). Série Espécies Ameaçadas No. 25. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 120p.
- Sazima, I., Grossman, A., 2006. Turtle riders: remoras on marine turtles in Southwest Atlantic. *Neotropical Ichthyology* 4, 123-126.
- Sazima, C., Grossman, A., Bellini, C., Sazima, I., 2004. The moving gardens: reef fishes grazing, cleaning, and following green turtles in SW Atlantic. *International Journal of Ichthyology* 28, 47-53.
- Silva, J.M.C., Bozelli, R.L., Santos, L.F., Lopes, A.F., 2008. Impactos Ambientais da Exploração e Produção de Petróleo na Bacia de Campos, RJ. IV Encontro Nacional da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade (ANPPAS), Brasília, DF, Brasil.
- Spencer, R.J., Thompson, M.B., Banks, P.B., 2001. Hatch or wait? A dilemma in reptilian incubation. *Oikos* 93, 401-6.
- Spotilla, J., 2004. *Sea Turtles: A complete guide to their biology, behavior and conservation*. Baltimore, Maryland: The John Hopkins University Press.
- Troëng, S., Chaloupka, M., 2007. Variation in adult annual survival probability and remigration intervals of sea turtles. *Marine Biology* 151, 1721-1730.
- 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., 2010. Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters* 3, 131-142.
- Weishampel, J.F., Bagley, D.A., Ehrhart, L.M., 2004. Earlier nesting by loggerhead sea turtles following sea surface warming. *Global Change Biology* 10, 1424-1427.
- Wibbels, T., 1999. Diagnosing the sex of sea turtles in foraging habitats. Pp. 139-143. 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.
-

-
- Wibbels, T., 2003. Critical approaches to sex determination in sea turtles. Pp. 103-134. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). The Biology of Sea Turtles. Florida: CRC Press, 432p.
- 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.
- Wood, D.W., Bjorndal, K.A., Ross, S.T., 2000. Relation of Temperature, Moisture, Salinity, and Slope to Nest Site Selection in Loggerhead Sea Turtles. Copeia 1, 119-119.
- Wyneken, J., 2001. The Anatomy of Sea Turtles. National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470, 172p.
- Zbinden, J.A., Largiadèr, C.R., Leippert, F., Margaritoulis, D., Arlettaz, R., 2007. High frequency of multiple paternity in the largest rookery of Mediterranean loggerhead sea turtles. Molecular Ecology, 3703-3711.
- Zug, G.R., Parham, J.F., 1996. Age and growth in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae): a skeletochronological analysis. Chelonian Conservation and Biology 2, 244-249.
- Zug, G.R., Wynn, A.H., Ruckdeschel, C., 1986. Age determination of loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, by incremental growth marks in the skeleton. Smithsonian Contributions to Zoology 427, 1-34.
- 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.
-

V. PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL E AS RECENTES CONTRIBUIÇÕES DA TELEMETRIA E DA GENÉTICA

Introdução

No Brasil, ocorrem cinco espécies de tartarugas marinhas: *Caretta caretta* (Linnaeus, 1758), *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758), *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) e *Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829), pertencentes à Família Cheloniidae, e *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761), única representante da Família Dermochelyidae (Meylan e Meylan, 2000). Essas são popularmente conhecidas como tartaruga-cabeçuda, tartaruga-verde, tartaruga-de-pente, tartaruga-oliva e tartaruga-de-couro, respectivamente (Marcovaldi e Marcovaldi, 1999). Todas são consideradas ameaçadas de extinção em âmbito nacional e mundial, encontrando-se no Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção do Ministério do Meio Ambiente (Martins e Molina, 2008) e na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature – IUCN, 2012*) (Tabela 1). Mais recentemente, considerando os dados disponíveis até 2009 para as populações em território brasileiro, o estado de conservação dessas espécies foi revisto em âmbito nacional com base nos critérios da IUCN e publicado no número temático “Biodiversidade Brasileira – Avaliação do Estado de Conservação das Tartarugas Marinhas” do ICMBio. Segundo essa nova avaliação, a espécie *C. caretta* passou à categoria de “em perigo (EN)” (Santos *et al.*, 2011a) e *E. imbricata* à de “criticamente em perigo (CR)” (Marcovaldi *et al.*, 2011) (Tabela 1).

Tabela 1 – Status de ameaça das cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil segundo a *International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2012)* e o *Ministério do Meio Ambiente do Brasil (Martins e Molina, 2008)*. Dados específicos para três estados brasileiros: ES = Espírito Santo, RJ = Rio de Janeiro e SP = São Paulo (Martins e Molina, 2008). Onde: VU = vulnerável, EN = em perigo, CR = criticamente em perigo, (*) classificação segundo Santos *et al.* (2011a), (**) classificação segundo Marcovaldi *et al.* (2011).

Espécie	Nome Popular	Status de Ameaça				
		IUCN	Brasil	ES	RJ	SP
<i>Chelonia mydas</i>	Tartaruga-verde	EN	VU	VU	VU	EN
<i>Caretta caretta</i>	Tartaruga-cabeçuda	EN	VU / EN*	VU	VU	EN
<i>Eretmochelys imbricata</i>	Tartaruga-de-pente	CR	EN / CR**	EN	VU	EN
<i>Lepidochelys olivacea</i>	Tartaruga-oliva	EN	EN	EN	---	EN
<i>Dermochelys coriacea</i>	Tartaruga-de-couro	CR	CR	CR	VU	EN

No Brasil, até o início da década de 1980, as populações de tartarugas marinhas foram drasticamente ameaçadas pela coleta de ovos para consumo e pelo abate das fêmeas para uso da carne e derivados. Tal situação era agravada pela escassez de informações sobre as espécies, suas populações e o comportamento desses organismos no litoral do país, assim como pela inexistência de uma legislação específica de proteção às tartarugas marinhas. Por serem um recurso compartilhado com outras nações, o Brasil passou a sofrer uma crescente pressão internacional no sentido de criar leis de proteção mais abrangentes e implementar programas específicos para sua conservação (Marcovaldi e Marcovaldi, 1999). Nesse contexto, o então Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF), atual Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), instituiu em 1980, em parceria com a Fundação Brasileira para Conservação da Natureza (FBCN), o Programa Nacional para Conservação das Tartarugas Marinhas, criando assim o Projeto TAMAR. Nessa mesma época, foram criadas as primeiras Unidades de Conservação Marinha do Brasil, constituindo instrumentos legais importantes para a proteção dos ecossistemas marinhos e, conseqüentemente, para a conservação das tartarugas marinhas. Em 1986, a Portaria nº N-005 da Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) passou a proibir a captura de qualquer espécie de tartaruga marinha, assim como molestar esses animais em suas áreas de reprodução e coletar seus ovos. Em 1989, através da Portaria nº 1522, o IBAMA passou a reconhecer as cinco espécies de tartarugas marinhas existentes no Brasil como pertencentes à Lista Oficial de Espécies da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, protegendo-as de modo integral. Em 2003, a mesma foi ratificada pela Instrução Normativa nº 003 do Ministério do Meio Ambiente.

Desde então, uma série de leis, portarias, instruções normativas, resoluções e decretos vêm assegurando a proteção legal às tartarugas marinhas em âmbito nacional (para maiores informações, consultar Santos *et al.*, 2011b). Além disso, o Brasil é signatário de vários tratados e acordos internacionais, inclusive da Convenção sobre o Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Selvagem (*Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora – CITES*) e da Convenção Interamericana para Proteção e Conservação das Tartarugas Marinhas (*Inter-American Convention for the Protection and Conservation of Sea Turtles – IAC*).

Desde sua criação, o Projeto TAMAR expandiu suas atividades de conservação por nove estados brasileiros (Ceará, Rio Grande do Norte - Praia da Pipa, Pernambu-

co - Fernando de Noronha, Sergipe, Bahia, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Santa Catarina), totalizando aproximadamente 1100 km de praias monitoradas, através de 22 bases mantidas em áreas de alimentação, desova, crescimento e descanso desses animais, no litoral e nas ilhas oceânicas (TAMAR, 2013). Adicionalmente, tem crescido significativamente no país o número de pesquisadores em instituições de ensino superior que tem as tartarugas marinhas como alvo de estudo, assim como a abrangência dos temas de pesquisa.

Entre 2004 e 2007, o Centro de Pesquisas e Desenvolvimento Leopoldo Américo Miguez de Mello (CENPES) da PETROBRAS desenvolveu, em parceria com o Projeto TAMAR, o “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil”, do qual faziam parte: o “Estudo da Biologia das Tartarugas Marinhas através da Telemetria por Satélite” e o “Estudo dos Padrões Genéticos das Populações de Tartarugas Marinhas em Áreas de Desova e Pesca no Litoral Brasileiro”.

Nas últimas duas décadas, a telemetria por satélite tem sido amplamente utilizada para caracterizar padrões de deslocamento e uso de hábitat de organismos marinhos, inclusive das tartarugas marinhas (Godley *et al.*, 2008; Hart e Hyrenbach, 2009). Essa técnica tem auxiliado os pesquisadores a compreenderem, por exemplo, o movimento de fêmeas adultas durante a temporada reprodutiva e após esse período, a migração para zonas de alimentação e seu posterior retorno aos sítios de desova (Godley *et al.*, 2008). A telemetria vem sendo cada vez mais empregada em questões interdisciplinares de ecologia e gestão de recursos, que envolvem, por exemplo, o forrageamento, o comportamento migratório e a sobreposição de organismos marinhos com atividades antrópicas (como diferentes artes de pesca, exploração e produção de óleo e gás, entre outras), apresentando, portanto, uma aplicação também conservacionista (Hart e Hyrenbach, 2009).

As análises genéticas, por sua vez, têm sido mundialmente utilizadas no estudo das tartarugas marinhas para identificar a composição, distribuição e dinâmica das populações, além de avaliar comportamento migratório, filopatria, múltipla paternidade, hibridação, relações taxonômicas entre espécies, entre outros (Bowen e Karl, 2007). A abordagem genética permite descrever estruturas populacionais e, por extensão, definir Unidades de Manejo (Wallace *et al.*, 2010). Em virtude da complexa organização populacional e história de vida das tartarugas marinhas, diferentes análises moleculares podem ser aplicadas para determinar a estrutura de distintos segmentos demográficos de uma população. A utilização do DNA mitocondrial, por exemplo, um

marcador de matrilinearidade e de evolução rápida, é útil na determinação do comportamento filopátrico das fêmeas, isto é, da fidelidade ao sítio de desova, assim como da origem materna de machos e fêmeas de vários estágios de vida, provenientes de habitats de alimentação e/ou oriundos de encalhe ou captura incidental. Já marcadores nucleares de herança biparental permitem avaliar como as colônias regionais de desova são conectadas através do fluxo gênico mediado pelos machos (Bowen e Karl, 2007; Wallace *et al.*, 2010).

O presente capítulo tem como objetivo revisitar as vertentes de estudo desenvolvidas no âmbito do “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil”, através de relatórios técnicos internos, dissertações, teses e publicações em revistas científicas advindos desses estudos, e integrar seus principais resultados. Os objetivos específicos de cada vertente de estudo consistiam em: (1) investigar os deslocamentos reprodutivos e pós-reprodutivos das espécies que desovam prioritariamente no litoral brasileiro (*Caretta caretta*, *Eretmochelys imbricata*, *Lepidochelys olivacea* e *Dermochelys coriacea*), através da utilização de rádio-transmissores integrados ao sistema ARGOS de monitoramento por satélite; e (2) caracterizar geneticamente as populações de desova dessas espécies de tartarugas marinhas através da variabilidade da região controle do DNA mitocondrial, identificar a origem materna de juvenis e subadultos capturados incidentalmente e avaliar a possível ocorrência de casos de hibridação entre as espécies.

Material e Métodos

As informações referentes aos estudos de telemetria e genética desenvolvidos no âmbito do “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil” foram levantadas através de relatórios técnicos internos da empresa e de dissertações, teses e publicações científicas advindas desses estudos. Para fornecer um cenário mais completo acerca da pesquisa sobre as tartarugas marinhas no Brasil com uso das ferramentas de telemetria e genética, foram utilizadas publicações adicionais de outros grupos de pesquisa.

Estudo da Biologia das Tartarugas Marinhas através da Telemetria por Satélite

A instalação de transmissores teve como alvo fêmeas adultas das espécies: *E. imbricata* (tartaruga-de-pente), *C. caretta* (tartaruga-cabeçuda), *L. olivacea* (tartaruga-

oliva) e *D. coriacea* (tartaruga-de-couro), que desovam em praias do litoral brasileiro. Ao todo, foram acoplados transmissores em 15 tartarugas-de-pente, provenientes de sítios de desova no litoral norte da Bahia, marcadas entre 05/02/2005 e 28/03/2005 (Marcovaldi *et al.*, 2012); 10 tartarugas-cabeçudas, igualmente provenientes de sítios de desova no litoral norte da Bahia, marcadas entre 25/01/2006 e 05/03/2006 (Marcovaldi *et al.*, 2010); 10 tartarugas-olivas, provenientes de sítios de desova no litoral de Sergipe, marcadas entre 01/02/2006 e 03/04/2006 (Silva *et al.*, 2011); e quatro tartarugas-de-couro, sendo três provenientes de sítios de desova no litoral do Espírito Santo, marcadas entre 13 e 15/12/2005, e uma oriunda de captura incidental a 200 km da costa do Estado de São Paulo, marcada em 12/02/2006 (Almeida *et al.*, 2011).

Para a coleta dos dados emitidos pelos rádio-transmissores, foram utilizados os serviços do Sistema ARGOS de rastreamento via satélite. Esse sistema funciona da seguinte maneira: os satélites coletam os dados emitidos e os retransmitem às diversas estações do Sistema para processamento. Os dados são então enviados para o usuário, via internet, com periodicidade pré-definida. A localização dos transmissores, que possuem uma frequência de transmissão definida e invariável, ocorre através da aplicação do Efeito Doppler que, em linhas gerais, corresponde a uma deformação da frequência emitida pelos transmissores e recebida pelo satélite, à medida que esse se aproxima ou se afasta da fonte emissora da frequência. Quanto maior for o período de transmissão do sinal, maiores as chances de sua recepção pelo satélite e menores as margens de erro relacionadas à determinação da localização da fonte transmissora. Dessa forma, a localização da fonte transmissora (os rádio-transmissores acoplados às tartarugas) apresenta diferentes níveis de acurácia, em função de vários fatores associados ao tempo em que os animais permanecem na superfície (os rádio-transmissores são desativados quando submersos) e à sua posição relativa ao satélite no momento da transmissão. Assim, existem diferentes classes de localização (LC), determinadas em função da margem de erro: LC 3 (erro menor que 150 metros), LC 2 (erro entre 150 e 350 metros), LC 1 (erro entre 350 e 1000 metros), LC 0 (erro maior que 1000 metros), LC A e B (quando o sistema não é capaz de atribuir um nível de precisão), LC Z (localização inválida).

Nesse estudo, os dados foram recebidos diariamente, via internet, e atualizados a cada 24 horas. Os mesmos foram analisados semanalmente a fim de selecionar aqueles de melhor qualidade para elaboração dos mapas de visualização dos deslocamentos das tartarugas. Essa seleção consistiu na realização de dois processos

de “filtragem”, usados com o propósito de eliminar informações errôneas: 1) a partir das classes de localização (LC) foram descartadas da análise as localizações de baixa precisão e 2) foram eliminados aqueles registros que implicariam em velocidades de deslocamentos anormalmente altas, ou no posicionamento da tartaruga em áreas continentais.

Estudo dos Padrões Genéticos das Populações de Tartarugas Marinhas em Áreas de Desova e Pesca no Litoral Brasileiro

As amostras de tecido muscular foram coletadas durante as atividades rotineiras desenvolvidas pelo Projeto TAMAR, principalmente em praias de desova, e secundariamente em áreas de alimentação e/ou captura incidental no litoral brasileiro. Essas amostras foram acondicionadas em etanol 70% ou álcool comercial (92,8°) e enviadas à base do Projeto TAMAR na Praia do Forte - Bahia, onde integraram um banco provisório até seu repasse às instituições colaboradoras, tais como o Laboratório de Biodiversidade e Evolução Molecular da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), o Laboratório de Genética Marinha da Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) e o Laboratório de Biologia Genômica e Molecular da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUC-RS).

Nos laboratórios parceiros, foram realizados os procedimentos de extração de DNA genômico total; amplificação da região controle do DNA mitocondrial através da técnica de Reação em Cadeia da Polimerase (PCR; Mullis e Faloona, 1987), utilizando *primers* específicos descritos na literatura; purificação dos produtos amplificados; sequenciamento e subjacentes análises computacionais. Após alinhamento e edição das sequências geradas, foi possível identificar os haplótipos de DNA mitocondrial a partir da comparação com os já depositados em bancos de dados, como o do *Archie Carr Center for Sea Turtle Research* (ACCSTR), da Universidade da Flórida, EUA.

No âmbito desse estudo, o marcador mitocondrial foi utilizado na caracterização genética de 335 amostras de *C. caretta* (sendo 205 fêmeas provenientes de sítios de desova no Rio Grande do Norte – N=1, Sergipe – N=51, Bahia – N=39, Espírito Santo – N=50 e Rio de Janeiro – N=64, e 130 indivíduos capturados incidentalmente no Ceará – N=1, Rio Grande do Norte – N=1, Sergipe – N=1, Rio de Janeiro – N=2 e na Elevação do Rio Grande, N=125) (Reis *et al.*, 2009; Reis *et al.* 2010a); 119 amostras de *E. imbricata* (sendo 117 fêmeas provenientes de sítios de desova na Bahia: Arembepe – N=58, Praia do Forte – N=53 e Costa do Sauípe – N=8 e dois machos encalhados)

(Lara-Ruiz *et al.*, 2006); 92 amostras de *L. olivacea* (provenientes de sítios de desova em Sergipe N=75, Bahia – N=14 e Espírito Santo – N=3) (Hahn, 2011); e 63 amostras de *D. coriacea* (sendo 11 fêmeas provenientes de sítio de desova no Espírito Santo, seis indivíduos capturados incidentalmente pela pesca e 46 de um evento de encalhe em massa no Rio Grande do Sul) (Vargas *et al.*, 2008). Paralelamente, outros grupos de pesquisa estudaram populações de desova e agregados de alimentação de *C. mydas* no litoral brasileiro, também utilizando o DNA mitocondrial como marcador molecular, totalizando mais de 800 amostras analisadas (Naro-Maciel *et al.*, 2007, 2012; Proietti *et al.*, 2009, 2012).

Análises adicionais com marcadores nucleares também foram feitas para alguns desses conjuntos de amostras. No entanto, neste capítulo, serão enfatizados os resultados obtidos para o DNA mitocondrial, uma vez que, considerando que as fêmeas tipicamente demonstram filopatria aos sítios de desova, esse marcador de matrilinearidade permite caracterizar as populações que desovam no litoral brasileiro e que podem, por isso, ser consideradas genuinamente brasileiras. Cada população de desova regional pode ser considerada uma unidade demográfica independente, já que a espécie apresenta comportamento filopátrico e, por consequência, raramente coloniza novos sítios de desova. Adicionalmente, esse marcador permite avaliar a que sítio natal pertencem os indivíduos, de diferentes estágios de vida, capturados incidentalmente por artes de pesca, oriundos de encalhe e/ou provenientes de agregados de alimentação, indicando assim se pertencem ou não aos estoques populacionais brasileiros.

Resultados e Discussão

Os principais resultados dos estudos de telemetria e genética das tartarugas marinhas no Brasil serão apresentados a seguir, separadamente por espécie.

***Caretta caretta* (Linnaeus, 1758)**

A tartaruga-cabeçuda é considerada a mais abundante em relação ao número de desovas no litoral brasileiro. Suas áreas principais de desova estão localizadas em Sergipe, norte da Bahia, norte do Espírito Santo e norte do Estado do Rio de Janeiro. Áreas secundárias de desova ocorrem no sul do Espírito Santo e sul da Bahia (Santos *et al.*, 2011a). Nas áreas com desovas regulares, a temporada reprodutiva tem início em meados de setembro e termina em março, sendo novembro o mês com maior

número de desovas. O comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) médio de fêmeas adultas de praias de desova de Sergipe e Rio de Janeiro é de 103 cm (Marcovaldi e Chaloupka, 2007; Santos *et al.*, 2011b).

Já foi demonstrado que nas praias de desova dessa espécie na Bahia e Sergipe, há uma maior proporção de fêmeas entre os filhotes eclodidos (entre 89,3 e 100%) (Marcovaldi *et al.*, 1997), o que seria contrabalanceado por uma proporção de machos mais elevada nas praias do Espírito Santo e Rio de Janeiro (Baptistotte *et al.*, 1999; Lima *et al.*, 2012). Entretanto, tal desequilíbrio na razão sexual já foi apontado como uma das possíveis causas do fenômeno de hidridação envolvendo a espécie, e já observado no Brasil em elevadas proporções (Lara-Ruiz *et al.*, 2008; Reis *et al.*, 2010b).

Telemetria

Marcovaldi *et al.* (2010) estudaram os movimentos reprodutivos e pós-reprodutivos de 10 fêmeas adultas de *C. caretta* oriundas de praias de nidificação no norte da Bahia, que registra a maior população de desova dessa espécie no Brasil. A duração do sinal variou entre 426 e 1284 dias, com média de 870,3 dias. As distâncias totais percorridas variaram entre 5132 e 17681 km, com média de 9197,3 km (Marcovaldi *et al.*, 2010).

Os resultados desse trabalho indicaram que oito fêmeas permaneceram nas proximidades da área de desova por 12 a 66 dias após a implantação dos transmissores, mostrando fidelidade a esses sítios, mesmo numa escala regional. As outras duas iniciaram suas migrações pós-reprodutivas imediatamente após a marcação. Durante os movimentos pós-reprodutivos, todas as tartarugas migraram para áreas de alimentação situadas na plataforma continental das regiões Norte e Nordeste do Brasil, sendo uma no litoral do Pará, uma no Maranhão e oito ao longo da costa do Ceará. No entanto, há registros na literatura de tartarugas-cabeçudas adultas se alimentando em ambientes oceânicos. As distâncias entre as áreas de desova e de alimentação alcançaram até 2400 km, percorridas entre 28 e 47 dias. Esses deslocamentos ocorreram em águas costeiras, entre 25 e 50 metros de profundidade, com curtas e esporádicas excursões a águas mais profundas. Cinco fêmeas foram monitoradas durante as subseqüentes migrações reprodutivas a essa mesma área de desova, o que ocorreu a intervalos de dois ou três anos, demonstrando filopatria a essa região.

As fêmeas também foram monitoradas durante uma segunda migração pós-reprodutiva, de volta às áreas de alimentação, mostrando igualmente forte fidelidade a esses sítios. Os deslocamentos dos sítios de desova para as zonas de alimentação e vice-versa ocorreram ao longo da plataforma continental, delineando claramente um corredor migratório. A costa Norte-Nordeste do Brasil, mais especificamente do Estado do Ceará, é uma importante área de alimentação para as tartarugas-cabeçudas que desovam no litoral norte da Bahia. No decorrer desse trajeto, ao longo da costa de vários estados brasileiros, esses organismos se expõem a uma série de ameaças, o que ressalta a necessidade de ações integradas e complementares a fim de assegurar a sua preservação. O fato de tais deslocamentos ocorrerem dentro dos limites de um único país, pelo menos para a população avaliada, fornece uma perspectiva positiva à proteção das tartarugas-cabeçudas nessa importante fase de seu ciclo de vida, já que, nacionalmente, há políticas e estratégias de conservação minimamente estabelecidas (Marcovaldi *et al.*, 2010).

Genética

Baseada na variabilidade da região controle do DNA mitocondrial, a caracterização genética de tartarugas-cabeçudas provenientes de sítios de desova prioritários no Brasil (nos Estados de Sergipe, Bahia, Espírito Santo e Rio de Janeiro) indicou a existência de haplótipos exclusivos para o país e, portanto, de um perfil genético distinto do das demais populações de desova do mundo (Reis *et al.*, 2010a). Os sítios de desova apresentaram apenas três haplótipos: CC-A4, CC-A24 e CC-A25, diferenciados por quatro sítios polimórficos. A baixa diversidade nucleotídica, ou seja, a pequena variação de sítios polimórficos entre esses haplótipos, sugeriu sua ancestralidade comum, tendo no CC-A4 (comum a todas as localidades e em elevada frequência), a provável origem das populações brasileiras. Reis *et al.* (2010a) mostraram também uma nítida redução da diversidade do litoral norte para o sul do país e sugeriram a existência de dois estoques genéticos, um composto por Sergipe e Bahia e o outro, por Espírito Santo e Rio de Janeiro. A colonização desses sítios parece ter ocorrido recentemente na história evolutiva da espécie, através da dispersão a longa distância de fêmeas provenientes do sul dos Estados Unidos, sendo nacionalmente direcionada pela corrente quente do Brasil. Por sua vez, a Elevação do Rio Grande, uma reconhecida área de alimentação e desenvolvimento de juvenis e adultos de *C. caretta* no sul

do país, apresentou seis haplótipos de DNA mitocondrial: CC-A2, CC-A4, CC-A11, CC-A33, CC-A34 e CC-A35, sendo CC-A33 e CC-A35 considerados órfãos já que, até então, seus sítios de origem não foram rastreados. Vários sítios de desova, particularmente na África e Indo-Pacífico, ainda não foram estudados geneticamente, representando lacunas de conhecimento e barreiras ao entendimento mais completo acerca da filogeografia da espécie. Os agregados de alimentação tendem a ser, de fato, mais diversos que os sítios de desova uma vez que as fêmeas mostram filopatria a estes, ao passo que as áreas de alimentação podem receber indivíduos provenientes de diversas origens natais, sendo, por isso, considerados estoques mistos. Os haplótipos CC-A2 e CC-A11, oriundos de sítios de desova no Atlântico Norte e Mediterrâneo, e CC-A34, proveniente da Austrália, confirmam o comportamento migratório transoceânico das tartarugas-cabeçudas e a existência de um estoque misto na Elevação do Rio Grande (Reis *et al.*, 2010a).

Adicionalmente, a partir de amostras de indivíduos morfologicamente identificados como *C. caretta* de desova e captura incidental em Sergipe, foi identificado um haplótipo referente à espécie *L. olivacea*, sugerindo a ocorrência de hibridação entre essas duas espécies (Reis *et al.*, 2009; Reis *et al.*, 2010a; 2010b). A avaliação genética de outras amostras de captura incidental no Ceará, Rio Grande do Norte e Rio de Janeiro revelou a presença dos haplótipos CC-A17, CC-A2 e CC-A4, respectivamente. Os dois primeiros, característicos do Mediterrâneo e Atlântico Norte, nunca haviam sido registrados anteriormente para a costa brasileira e também confirmam o padrão transoceânico de migrações realizadas pela espécie (Reis *et al.*, 2009). A avaliação adicional de uma amostra de desova ocasional no Rio Grande do Norte revelou o haplótipo CC-A1, característico do Atlântico Norte, o que reforça a hipótese de origem da colonização dos sítios de desova brasileiros (Reis *et al.*, 2009).

***Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766)**

Os principais sítios de desova (áreas prioritárias) da tartaruga-de-pente no Brasil encontram-se no norte da Bahia e Sergipe, e no litoral sul do Rio Grande do Norte (Marcovaldi *et al.*, 2007). Ocorrem ainda áreas secundárias de desova no Ceará, Paraíba e Espírito Santo (Marcovaldi *et al.*, 2011). A temporada reprodutiva em Sergipe e Bahia estende-se de novembro a março, com maior número de desovas entre dezembro e fevereiro; enquanto no Rio Grande do Norte, ocorre de novembro a abril, com

pico entre janeiro e março (Marcovaldi *et al.*, 2007). O CCC médio de fêmeas adultas que desovam no norte da Bahia é de 97,4 cm (Santos *et al.*, 2011b).

Telemetria

Com o objetivo de se estudar os movimentos reprodutivos e pós-reprodutivos de *E. imbricata*, foram marcadas 15 fêmeas adultas oriundas de praias de nidificação no norte da Bahia, onde se localiza o principal sítio de desova dessa espécie no Atlântico Sul (Marcovaldi *et al.*, 2012). A duração do sinal variou entre 15 e 804 dias, com média de 333,7 dias. As distâncias totais percorridas variaram entre 65 e 6903 km, com média de 2198,5 km. Cabe ressaltar que das 15 fêmeas marcadas de tartarugas-de-pente, nove eram legítimas *E. imbricata* e seis eram híbridas entre *E. imbricata* e *C. caretta*. Em relação à duração do sinal, tartarugas-de-pente legítimas permaneceram transmitindo entre 15 e 753 dias, com média de 262,2 dias, ao passo que as híbridas, entre 19 e 804 dias, com média de 440,8 dias. As distâncias totais percorridas também apresentaram significativa variação. Enquanto as tartarugas legítimas percorreram entre 65 e 2977 km, com média de 1266,5 km, as híbridas percorreram entre 760 e 6903 km, com média de 3596,5 km (Marcovaldi *et al.*, 2012).

Até então, os padrões migratórios de *Eretmochelys imbricata* eram praticamente desconhecidos para as populações de desova do Atlântico Sul. Os resultados desse estudo mostraram que, durante o intervalo internidal (período entre as sucessivas desovas numa temporada reprodutiva), as fêmeas marcadas permaneceram em águas costeiras no norte da Bahia por 12 a 60 dias, com exceção de duas que imediatamente iniciaram suas migrações pós-reprodutivas. Outras duas pararam de emitir sinais durante esse período. As áreas ocupadas pelas tartarugas durante o intervalo internidal variaram entre 43,1 e 447,9 km². As migrações pós-reprodutivas foram realizadas principalmente sobre a plataforma continental, em áreas cuja lâmina d'água era inferior a 200 metros. Das 13 fêmeas marcadas que continuaram emitindo sinais, cinco deslocaram-se em direção ao sul e oito, ao norte. Através de análises genéticas, seis fêmeas revelaram ser híbridas de *E. imbricata* (de quem apresentavam a morfologia) com *C. caretta* (de quem herdaram o DNA mitocondrial). Interessantemente, a telemetria mostrou que as zonas de alimentação das tartarugas-de-pente legítimas estavam situadas ao longo da costa leste do Brasil, em ecossistemas de recifes costeiros, entre 9 e 17,5 °S, enquanto as híbridas migraram para áreas de alimentação

mais distantes, ao longo da costa norte do país, entre 0 a 5 °S, com exceção de uma, que permaneceu ao longo da costa da Bahia. Apenas duas híbridas permaneceram associadas, pelo menos parcialmente, a habitats recifais. As áreas de forrageamento mais distantes são as mesmas das tartarugas-cabeçudas, como previamente mapeado por Marcovaldi *et al.* (2010). Isso indica que o comportamento migratório em tartarugas marinhas pode ser influenciado por aspectos genéticos. A extensão das áreas de forrageamento variou entre 225,7 e 2192,3 km², e não houve diferenças significativas entre a extensão das áreas utilizadas pelas tartarugas-de-pente legítimas e pelas híbridas. A localização das áreas de forrageamento das tartarugas-de-pente sobrepõe-se parcialmente com Áreas Marinhas Protegidas (AMPs) já estabelecidas, distribuídas ao longo das principais áreas recifais no Brasil. Apesar do litoral brasileiro se estender por mais de 8000 km, um número ainda pequeno de AMPs foi estabelecido até hoje. Esses resultados ressaltam a importância de fortalecer o monitoramento das AMPs para assegurar a proteção de habitats críticos para as tartarugas-de-pente no Brasil (Marcovaldi *et al.*, 2012).

Genética

Lara-Ruiz *et al.* (2006) acessaram a diversidade genética da população de tartarugas-de-pente através da análise da região controle do DNA mitocondrial de 119 fêmeas provenientes de sítios de desova no norte da Bahia. Sete haplótipos distintos, definidos por 125 sítios polimórficos, foram registrados: EimBR2, EimBR3, EimBR4, EimBR8, EimBR9, EimBR10 e EimBR16. A maioria dos indivíduos (N=67; 56%) apresentou haplótipos típicos da espécie (EimBR8, EimBR9, EimBR10 e EimBR16). O haplótipo mais comum, EimBR8, foi encontrado em 44% das amostras analisadas, incluindo dois machos dessa espécie capturados em Arembepe - Bahia. EimBR10 e EimBR16 parecem ser exclusivos da população de desova brasileira de tartarugas-de-pente. Quando considerados apenas os haplótipos verdadeiramente de *E. imbricata*, foram observados somente três sítios polimórficos e baixos valores de diversidade genética. 50 indivíduos (42%) apresentaram haplótipos característicos do estoque brasileiro de *Caretta caretta* (EimBR3 e EimBR4) e dois indivíduos (2%), um haplótipo de *Lepidochelys olivacea* característico do Atlântico (EimBR2). Esses espécimes foram considerados híbridos uma vez que apresentaram morfologia externa de tartarugas-de-pente, mas DNA mitocondrial de outra espécie. Tais resultados demonstram a

ocorrência de hibridação entre a tartaruga-de-pente e duas espécies que igualmente desovam ao longo da costa da Bahia: *C. caretta* e *L. olivacea*. A presença de DNA mitocondrial idêntico ao de outras espécies numa frequência tão elevada sugere uma longa história de introgressão entre as espécies, produzindo gerações subsequentes de híbridos. Esse fenômeno pode influenciar os processos evolutivos das três espécies ou ainda gerar morfotipos que se desenvolvam à parte de suas espécies parentais. Consequentemente, isso tem implicações conservacionistas que devem ser consideradas para o manejo adequado dessas espécies (Lara-Ruiz *et al.*, 2006).

***Lepidochelys olivacea* (Eschscholtz, 1829)**

A principal área de desova da tartaruga-oliva no Brasil encontra-se entre o litoral sul de Alagoas e o norte da Bahia, com maior concentração de desovas no Estado de Sergipe (Silva *et al.*, 2007). O litoral do Espírito Santo é considerado uma área secundária de desovas dessa espécie, com o registro de um número menos expressivos de ninhos (Silva *et al.*, 2007). Sua temporada reprodutiva estende-se de setembro a março, com pico de desovas entre novembro e janeiro (Santos *et al.*, 2011b). O CCC médio de fêmeas adultas que desovam em Sergipe e Bahia é de 73 cm, sendo essa a menor espécie de tartaruga marinha encontrada no Brasil (Santos *et al.*, 2011b).

Telemetria

Foram marcadas 10 fêmeas de *L. olivacea* provenientes de praias de desova em Sergipe, maior sítio de nidificação dessa espécie no Brasil, com o intuito principal de avaliar seus movimentos pós-reprodutivos (Silva *et al.*, 2011). A duração do sinal variou entre 14 e 297 dias, com média de 113,9 dias. As distâncias totais percorridas variaram entre 264 e 4212 km, com média de 1452,1 km (Silva *et al.*, 2011).

Apesar de esforços conservacionistas, particularmente focados nas praias de desova, terem sido implementados pelo Projeto TAMAR em Sergipe desde 1982, pouco se sabia até então sobre alguns aspectos de seu ciclo de vida, como seus movimentos pós-reprodutivos e suas zonas de alimentação. Das 10 fêmeas marcadas, seis permaneceram nas proximidades dos sítios de desova por 20 a 84 dias, enquanto quatro deixaram a região imediatamente após a postura e a colocação dos transmissores. Dessas, duas migraram para águas oceânicas equatoriais, sendo que uma delas ainda permaneceu por 34 dias numa área nerítica de forrageamento em Alagoas, seguin-

do então para o litoral da Paraíba, de onde finalmente partiu para águas oceânicas. Os deslocamentos oceânicos dessas tartarugas abrangeram áreas intensivamente utilizadas pela frota pesqueira de espinhel, onde embarcações internacionais costumam operar com um número consideravelmente maior de anzóis. Oito tartarugas deslocaram-se ao longo da plataforma continental brasileira, entre 18 e 51,6 m de profundidade, até áreas neríticas de forrageamento, sendo cinco delas até o litoral das regiões Norte (Pará) e Nordeste (Rio Grande do Norte, Pernambuco, Alagoas e Bahia) e apenas uma até o Sudeste (Espírito Santo) do país. As distâncias percorridas entre sítios de desova e zonas de alimentação variaram entre 222 e 2300 km, num período de 16 a 78 dias. As demais fêmeas pararam de transmitir sinais antes de atingirem suas áreas de alimentação ou águas oceânicas. Ainda assim, fica evidente que as tartarugas-olivas utilizam múltiplas estratégias de alimentação e habitats, em águas costeiras e oceânicas, possivelmente em função da disponibilidade de recursos de cada região. As regiões Norte e Nordeste do Brasil e as águas internacionais adjacentes são conhecidas por apresentarem elevadas taxas de captura incidental pela pesca, particularmente de espinhel. A partir da telemetria, foi possível notar uma grande sobreposição entre as áreas utilizadas pelas tartarugas-olivas, seja entre as sucessivas desovas, ao longo de suas rotas migratórias ou para forrageamento, e a grande variedade de artes de pesca costeiras e oceânicas em atividade na região. Essa sobreposição representa uma dificuldade adicional à implementação de ações conservacionistas, uma vez que atinge os interesses da indústria da pesca. Por isso mesmo, requer maiores esforços no sentido de monitorar a captura incidental e mitigar seus impactos (Silva *et al.*, 2011).

Genética

A diversidade genética e estrutura populacional de *L. olivacea* em sítios de desova no Brasil foi avaliada por Hahn (2011) através da região controle do DNA mitocondrial (DNAMt) de 92 amostras e de 15 loci de microssatélites (STRs) de 67 amostras. Os resultados desse último marcador molecular não serão enfatizados neste capítulo. Identificou-se uma baixa diversidade genética do DNA mitocondrial, com registro de apenas três haplótipos: F, F1 e F2, sendo o mais comum (F) encontrado em quase 95% dos indivíduos amostrados. As populações de desova do Atlântico apresentam a menor diversidade genética dentre as colônias de nidificação da espécie. No Brasil,

entre as espécies da família Cheloniidae, *L. olivacea* é a que apresenta os mais baixos índices de diversidade genética para o DNAm. Os resultados também evidenciaram a falta de diferenciação genética entre as praias de desova na costa do Brasil (tanto para o DNAm quanto para os STRs), sugerindo assim a existência de uma única população de desova de tartaruga-oliva no país. Quando comparados com dados de DNAm previamente publicados para o Suriname, notou-se baixa distinção genética entre essas duas populações, mas características biológicas sugerem que as mesmas estejam isoladas. Adicionalmente, a estruturação genética entre os Oceanos Índico, Indo-Pacífico, Pacífico Leste e Atlântico foi altamente significativa, bem como entre a maior parte dos sítios de desova intra-oceânicos. Quando considerados os resultados dos STRs, a baixa diferenciação entre os sítios de desova intra-oceânicos sugere que os machos sejam importantes veículos para o fluxo gênico. A baixa diversidade das populações de desova do Atlântico, inclusive da brasileira, e o padrão filogeográfico das linhagens de *L. olivacea* poderiam ser explicados pela recente colonização do Oceano Atlântico, em conjunto com um forte efeito fundador e a baixa taxa evolutiva do DNAm. No entanto, tais avaliações precisam ser complementadas com o aumento do número amostral de algumas populações ou grupos de indivíduos e a investigação genética de sítios de desova e alimentação ainda não amostrados (Hahn, 2011).

***Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758)**

A espécie *Chelonia mydas* apresenta a maior abundância de indivíduos juvenis ao longo da costa brasileira, onde os espécimes se concentram em zonas de alimentação. Já a desova ocorre quase que exclusivamente nas ilhas oceânicas, sendo as principais áreas: Atol das Rocas - RN, Fernando de Noronha - PE e Trindade - ES. Desovas regulares, porém em pequeno número, também ocorrem no litoral norte da Bahia (Almeida *et al.*, 2011a; Santos *et al.*, 2011b). Nas ilhas oceânicas, *C. mydas* inicia suas desovas em dezembro e estende-se até maio ou início de junho, indicando um padrão temporal de desovas diferente daquele usualmente encontrado no litoral continental (Almeida *et al.*, 2011a; Santos *et al.*, 2011b). O comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) médio dos animais adultos no Brasil é de 115,6 cm (Santos *et al.*, 2011b).

Telemetria

Apesar de, no âmbito do “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil”, não terem sido desenvolvidos estudos de telemetria envolvendo *C. mydas*, Godley *et al.* (2003) já haviam estudado padrões de deslocamento dessa espécie em águas brasileiras, tanto através de telemetria quanto de marcação e recaptura. Nesse estudo, foram utilizadas oito tartarugas-verdes, das quais quatro eram juvenis, duas eram possíveis fêmeas adultas pequenas e as duas outras, adultas. Todas foram capturadas por pescadores e levadas até a base do Projeto TAMAR em Almofala, no Estado do Ceará. Apenas uma foi proveniente de Fortaleza. A duração da transmissão, também baseada no sistema ARGOS, variou entre 1 e 197 dias, com média de 70 dias. Essas informações foram integradas àquelas de marcação e recaptura coletadas por mais de uma década no mesmo local. Ambas as metodologias sugeriram que tais tartarugas apresentam um de três padrões gerais de comportamento: movimentos pronunciados de longo alcance (> 100 km), movimentos de alcance moderado (< 100 km) ou residência prolongada com alta fidelidade ao local de captura / soltura desses indivíduos. Duas tartarugas realizaram deslocamentos superiores a 100 km, ao passo que três apresentaram deslocamentos moderados e outras duas (juvenis pequenas), residência nas proximidades de Almofala. Com base nos deslocamentos observados, Godley *et al.* (2003) supuseram que o padrão de utilização do hábitat por tartarugas-verdes maiores dependeria de sua dieta: uma alimentação baseada em grama marinha reduziria o alcance de sua dispersão, ao passo que se baseada em macroalgas, poderia abranger uma área de até 90 km de linha de costa. Adicionalmente, o fato de cinco tartarugas terem se deslocado por águas costeiras, o que as predispõe à captura incidental por diferentes artes de pesca, também sinalizou uma importante ameaça a esses organismos na região (Godley *et al.*, 2003).

Migrações entre sítios de desova e zonas de alimentação de *C. mydas* já foram igualmente investigadas. Hays *et al.* (2002) já haviam indicado, por exemplo, que em suas migrações pós-reprodutivas entre a Ilha de Ascensão, uma importante área de nidificação no meio do Atlântico, e zonas de alimentação no Brasil, as tartarugas-verdes empreendem deslocamentos superiores a 2300 km em duas fases distintas: a travessia quase direta pelo oceano aberto, seguida por movimentos ao longo da costa, para norte ou sul, até seu destino final. Tais deslocamentos costeiros, uma vez que se sobrepõem a áreas de pesca, podem colocar esses organismos em risco (Hays *et*

al., 2002). Adicionalmente, Luschi *et al.* (2003) demonstraram que na migração entre a Ilha de Ascensão e Brasil, as tartarugas-verdes são capazes de manter cursos retos por longas distâncias em mar aberto, podem realizar movimentos exploratórios em diferentes direções, corrigir seu curso ao longo do trajeto com base em informações externas e inicialmente manter a mesma direção da corrente fluente de oeste-sul-oeste, possivelmente orientadas por sinais químicos.

Genética

Igualmente, estudos genéticos com *C. mydas* foram desenvolvidos apenas por outros grupos de pesquisa externos ao “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil”. Com o intuito de testar hipóteses de dispersão em tartarugas-verdes, Naro-Maciel *et al.* (2007; 2012) analisaram a região controle do DNAm de 30 machos da área de reprodução de Atol das Rocas e de 650 amostras de sítios de alimentação no Brasil (Almofala, CE – N=117, Fernando de Noronha, PE – N=117, Atol das Rocas, RN – N=101, Bahia – N=45, Espírito Santo – N=157 e Ubatuba, SP – N=113), comparando os resultados obtidos com informações disponíveis para sítios de desova e alimentação no Atlântico e Mediterrâneo. Estudo semelhante foi desenvolvido por Proietti *et al.* (2009; 2012) com tartarugas-verdes provenientes da Ilha do Arvoredo - SC (N=115) e da Praia do Cassino - RS (N=101), duas áreas de alimentação no sul do Brasil. Os resultados dessas pesquisas indicaram que os machos de Atol das Rocas diferenciaram-se geneticamente dos juvenis locais, mas não das fêmeas nidificantes. Combinado aos dados de marcação e recaptura, isso indica uma possível filopatria masculina (Naro-Maciel *et al.*, 2012). Para todas as áreas de alimentação estudadas, os haplótipos predominantes foram CM-A8 e CM-A5 (Naro-Maciel *et al.*, 2007; 2012; Proietti *et al.*, 2009; 2012). As áreas de alimentação do Atlântico Sul Ocidental são geneticamente similares entre si, com exceção de Almofala, e geneticamente distintas dos estoques mistos do Caribe e América do Norte (Proietti *et al.*, 2012). Essa diferenciação entre os agregados de alimentação (mesmo que menos pronunciada numa escala intra-regional), é consistente com um modelo de fidelidade natal dos juvenis (Naro-Maciel *et al.*, 2012). Todos os agregados de alimentação do Brasil constituem estoques mistos, cujas contribuições ou fontes natais advêm primariamente da Ilha de Ascensão, e secundariamente das Ilhas de Aves (Suriname) e Trindade (Naro-Maciel *et al.*, 2012; Proietti *et al.*, 2012). De fato, a avaliação de trajetórias realizada por

Proietti *et al.* (2012) com base em dados do NOAA's *Global Drifter Program* revelou que, por deriva, indivíduos das Ilhas de Ascensão e Trindade têm maior chance de alcançar o Brasil. A Costa Rica é uma fonte rara de indivíduos para o Atlântico Sul Ocidental, exceto para a área de alimentação de Almofala (Naro-Maciel *et al.*, 2007). Possíveis ligações com as populações africanas foram consideradas, mas não houve resolução suficiente das análises para confirmá-las (Naro-Maciel *et al.*, 2012). De forma geral, as maiores contribuições aos agregados de alimentação ocorreram a partir de populações de desova geograficamente próximas (Naro-Maciel *et al.*, 2012). Tal proximidade pode simplificar o estabelecimento de medidas conservacionistas em âmbito regional e internacional. No entanto, a conectividade entre esses grupos no Atlântico Sul Ocidental alerta para a necessidade de se monitorar e evitar a disseminação da fibropapilomatose em *C. mydas* (Naro-Maciel *et al.*, 2012), uma doença debilitante cuja prevalência tem aumentado significativamente nas últimas décadas. Assim, a conservação dos juvenis que se alimentam ao longo da extensa costa brasileira é fundamental para complementar esforços conservacionistas e garantir a permanência e o incremento de populações reprodutivas há milhares de quilômetros de distância (Naro-Maciel *et al.*, 2012).

***Dermodochelys coriacea* (Vandelli, 1761)**

No Brasil, a única região com desovas regulares de tartarugas-de-couro é o litoral norte do Espírito Santo, onde a temporada estende-se de setembro a janeiro, com pico de desovas em novembro e dezembro (Thomé *et al.*, 2007). Apesar dessa população de desova restringir-se a poucos indivíduos, da ordem de 1 a 19 fêmeas (Thomé *et al.*, 2007), grandes densidades de indivíduos no estágio pelágico são observadas ao longo da costa nas regiões Sudeste e Sul do Brasil (Barata *et al.*, 2004). O CCC médio das fêmeas que desovam no Espírito Santo é de 159,8 cm (Thomé *et al.*, 2007).

Telemetria

Foram marcadas quatro fêmeas de *D. coriacea* com o intuito de se avaliar seus deslocamentos (Almeida *et al.*, 2011b). Dessas, três foram marcadas em praias de desova no Espírito Santo e uma, após sua capturada incidental pela pesca no litoral de São Paulo. Essa última recebeu o transmissor recuperado da primeira tartaruga, morta por uma rede de emalhe costeira. Entre as tartarugas provenientes de sítios de

desova, a duração da transmissão variou entre 26 e 409 dias, com média de 274,3 dias. As distâncias totais percorridas variaram entre 1868 e 15982 km, com média de 10182,7 km. A outra tartaruga, marcada a 200 km da costa na região Sudeste do país, foi monitorada por 97 dias e percorreu 4165 km (Almeida *et al.*, 2011b).

Os resultados desse estudo mostraram que, durante o intervalo internidal, as três tartarugas-de-couro dispersaram-se até 160 km de suas praias de desova, usando uma área de 4400 km². A quarta tartaruga não realizou desovas enquanto foi monitorada. As tartarugas-de-couro marcadas não apresentaram qualquer padrão evidente de deslocamento. Uma delas, após concluir a temporada de desovas, deslocou-se por águas oceânicas até o litoral do Rio Grande do Sul, onde permaneceu por 50 dias. Depois disso, deslocou-se até águas uruguaias, retornando em seguida até o litoral de São Paulo, de onde partiu para uma travessia transoceânica de 6775 km até águas a 350 km da costa angolana. A outra tartaruga, por sua vez, deslocou-se através da plataforma continental até alcançar o estuário do Rio de la Plata, entre o Uruguai e a Argentina, onde permaneceu por 55 dias. Em seguida, retornou ao litoral de São Paulo e novamente ao estuário do Rio de la Plata. Esse estuário é reconhecidamente uma importante área de alimentação para tartarugas dessa espécie no Atlântico Sul Ocidental. A última tartaruga marcada, capturada em rede de deriva no litoral de São Paulo, deslocou-se por águas oceânicas até a costa do Estado do Rio de Janeiro, e depois, pela plataforma continental até a costa da Bahia e finalmente do Espírito Santo, onde as transmissões cessaram. A Foz do Rio Doce, no norte do Estado do Espírito Santo, e suas águas adjacentes foram intensivamente utilizadas pelas tartarugas-de-couro durante seu intervalo internidal. O rastreamento por satélite também revelou o compartilhamento de áreas de alimentação no sul da América do Sul, compreendendo águas brasileiras, uruguaias e argentinas. Além disso, ressaltou também as importantes interações com artes de pesca ao longo de seus habitats de desova, migração e alimentação, não só para a população de desova brasileira como também do Gabão, na África. A existência de áreas de migração / alimentação de tartarugas-de-couro provenientes de, pelo menos, duas populações de desova distintas de ambas as espécies devem incorporar uma ampla perspectiva regional. A telemetria evidenciou também que a distribuição das tartarugas-de-couro ultrapassa os limites da REBIO Comboios, no norte do Espírito Santo, e reforça a necessidade de expandir as áreas de conservação dessa população de desova já severamente reduzida, além de mitigar os impactos das pescarias costeiras e oceânicas no Sudeste e Sul do país (Almeida *et al.*, 2011b).

Genética

Vargas *et al.* (2008) investigaram as relações entre tartarugas-de-couro que desovam no litoral brasileiro e aquelas do estágio pelágico com base na diversidade da região controle do DNA mitocondrial de 63 amostras. As amostras provenientes de sítios de desova (N=11) apresentaram somente dois haplótipos (Dc_A1 e Dc_C), enquanto as de indivíduos pelágicos (N=52), cinco ou sete, dependendo do tamanho do fragmento analisado. A análise de sequências de 496 pares de bases (pb) revelou a ocorrência de cinco haplótipos distintos (Dc_A, Dc_A2, Dc_C, Dc_D e Dc_I), diferenciados por cinco sítios polimórficos. Quando considerados fragmentos de 711 pb, sete haplótipos (Dc_A1, Dc_A2, Dc_A3, Dc_A4, Dc_C, Dc_D e Dc_I) foram diferenciados por nove sítios polimórficos. Dessa forma, o uso de sequências mais longas claramente incrementou a resolução dos haplótipos de DNA mitocondrial, subdividindo o haplótipo Dc_A, comum ao Atlântico, em Dc_A1, Dc_A3 e Dc_A4. Foram detectados haplótipos compartilhados entre sítios de desova e agregados pelágicos dessa espécie no Brasil, o que suporta parcialmente a associação mais próxima entre esses indivíduos. A contribuição dos sítios de desova do Atlântico para a composição dos agregados pelágicos dessa espécie no Brasil foi bem mais expressiva (96,1%) que a do Indo-Pacífico (3,9%). A existência de haplótipos compartilhados com essas localidades revela a complexa origem dos indivíduos pelágicos na costa brasileira. Há relatos de fêmeas marcadas em sítios de desova no Gabão, costa oriental africana, recuperadas no Brasil e Argentina, o que corrobora as evidências genéticas de associação com os agregados pelágicos no país. Esses resultados são suportados pelo padrão de dispersão a longa distância, característico da espécie. A padronização em relação ao uso de segmentos mais longos do DNA mitocondrial em estudos futuros poderá auxiliar na discriminação de haplótipos, e conseqüentemente, no refinamento da compreensão da filogeografia dessa espécie (Vargas *et al.*, 2008).

Avaliação Integrada dos Dados de Telemetria

A duração do sinal de telemetria foi bastante variável entre as quatro espécies estudadas no âmbito do “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil”, tendo sido registrada a menor média em *L. olivacea* (com 113,9 dias de transmissão; Silva *et al.*, 2011) e a maior em *C. caretta* (com 870,3 dias de transmissão; Marcovaldi *et al.*, 2010). O mesmo acontece para as distâncias totais percorridas, sen-

do as menores médias observadas em *L. olivacea* (com 1452,1 km; Silva *et al.*, 2011) e as maiores em *D. coriacea* (com 10182,7 km; Almeida *et al.*, 2011b). Tais variações podem ser explicadas por aspectos comportamentais de cada espécie, que podem, por exemplo, facilitar ou postergar a perda do sinal e/ou justificar as maiores e menores distâncias percorridas. Embora não seja possível determinar com exatidão as causas de cada interrupção da transmissão, as referências disponíveis apontam para falhas nos equipamentos ou em sua implantação nas tartarugas, falhas nas baterias, mortalidade dos animais e avarias causadas por choque com embarcações, ou por atrito com formações rochosas e coralíneas (Godley *et al.*, 2008).

Quando as informações pontuais dos registros de telemetria são analisadas por bacia (Tabela 2), percebe-se que, de fato, as fêmeas de cada espécie permanecem nas proximidades de seus sítios de desova apenas durante o período entre sucessivas posturas numa mesma temporada reprodutiva (intervalo internidal). Isso justifica as elevadas porcentagens dos registros pontuais de telemetria nas bacias onde as tartarugas foram originalmente marcadas: 25,75% dos registros de *C. caretta* na Bacia de Jacuípe - Bahia, 27% dos registros de *E. imbricata* na Bacia de Jacuípe - Bahia, 36,84% dos registros de *L. olivacea* na Bacia de Sergipe-Alagoas e 40,41% dos registros de *D. coriacea* na Bacia do Espírito Santo (Tabela 2). Após o término das posturas, essas fêmeas, em geral, migram de seus sítios de desova para zonas de alimentação. Isso justifica as porcentagens também elevadas de registros nas bacias onde se encontram suas áreas de alimentação: 22,81% e 22,86% dos registros de *C. caretta* nas Bacias do Ceará e Potiguar, respectivamente; 14,8%, 13,38% e 12,76% dos registros de *E. imbricata* nas Bacias de Sergipe-Alagoas, Cumuruxatiba (Bahia) e Potiguar, respectivamente; 24,41% dos registros de *L. olivacea* na Bacia Potiguar; e 23,95% dos registros de *D. coriacea* na Bacia de Pelotas, bem próximo de seus sítios de alimentação em águas uruguaias e argentinas (Tabela 2). A porcentagem elevada de registros de *D. coriacea* na Bacia de Santos deve-se ao fato de que uma das fêmeas estudadas, originária da captura incidental no litoral de São Paulo, foi marcada e devolvida ao mar nessa região (Tabela 2). Esses dados comprovam a intensa utilização do litoral brasileiro, principalmente da zona costeira, pelas diferentes espécies de tartarugas marinhas.

Tabela 2 – Informações pontuais dos registros de telemetria por bacia sedimentar advindos do estudo com 35 tartarugas marinhas, sendo: 10 fêmeas de *Caretta caretta* marcadas no norte da Bahia, 15 fêmeas de *Eretmochelys imbricata* marcadas no norte da Bahia, 10 fêmeas de *L. olivacea* marcadas em Sergipe e quatro fêmeas de *D. coriacea*, das quais três foram marcadas no Espírito Santo e uma foi proveniente de captura incidental no litoral de São Paulo. Com exceção da última, todas as demais fêmeas foram oriundas de sítios de desova. Fonte: Base SIG – CENPES/PETROBRAS, “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil” (2004-2007). Onde: N INDIV = frequência absoluta de indivíduos registrados por bacia sedimentar, N PONTOS = frequência absoluta de registros pontuais de telemetria por bacia sedimentar, % N PONTOS = frequência relativa de registros pontuais de telemetria por bacia sedimentar.

BACIAS	ESPÉCIES															
	<i>Caretta caretta</i>				<i>Eretmochelys imbricata</i>				<i>Lepidochelys olivacea</i>				<i>Dermostochelys coriacea</i>			
	N INDIV	N PONTOS	% N PONTOS	% N PONTOS	N INDIV	N PONTOS	% N PONTOS	% N PONTOS	N INDIV	N PONTOS	% N PONTOS	% N PONTOS	N INDIV	N PONTOS	% N PONTOS	% N PONTOS
Foz do Amazonas	0	0	0	0,37	1	6	0,37	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pará-Maranhão	2	100	5,06	8,63	2	140	8,63	6,03	2	66	6,03	0	0	0	0	0
Barreirinhas	2	23	1,16	0,49	2	8	0,49	1,10	2	12	1,10	0	0	0	0	0
Ceará	7	451	22,81	6,04	3	98	6,04	2,10	2	23	2,10	0	0	0	0	0
Potiguar	10	452	22,86	12,76	4	207	12,76	24,41	5	267	24,41	0	0	0	0	0
Pernambuco-Paraíba	10	140	7,08	1,73	5	28	1,73	10,05	6	110	10,05	0	0	0	0	0
Sergipe-Alagoas	10	289	14,62	14,80	7	240	14,80	36,84	10	403	36,84	1	6	0,48	0	0
Jacuípe	10	509	25,75	27,00	15	438	27,00	8,41	5	92	8,41	0	0	0	0	0
Camamu-Almada	2	13	0,66	5,67	6	92	5,67	3,29	3	36	3,29	0	0	0	0	0
Jequitinhonha	0	0	0	7,03	4	114	7,03	0,82	1	9	0,82	0	0	0	0	0
Cumuruxatiba	0	0	0	13,38	4	217	13,38	1,28	1	14	1,28	1	2	0,16	0	0
Mucuri	0	0	0	0,92	1	15	0,92	0,82	1	9	0,82	3	34	2,70	0	0
Espírito Santo	0	0	0	1,17	1	19	1,17	4,84	1	53	4,84	4	508	40,41	0	0
Campos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	158	12,57	0	0
Santos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	248	19,73	0	0
Pelotas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	301	23,95	0	0
TOTAL	10	1977	100	100	15	1622	100	100	10	1094	100	4	1257	100	100	100

Avaliação Genética dos Casos de Hibridação

Lara-Ruiz *et al.* (2008) e Reis *et al.* (2010b), através do uso do DNA mitocondrial, demonstraram a ocorrência de altos níveis de hibridação no litoral brasileiro: 56% das fêmeas de *E. imbricata* que desovaram no norte da Bahia entre as temporadas de 1999/2000 e 2004/2005, e 27% das *C. caretta* que desovaram em Sergipe nas temporadas de 2004/2005 e 2005/2006 eram híbridas com outras espécies de tartarugas marinhas. Apesar de o fluxo gênico entre as espécies da família Cheloniidae ser um fenômeno recorrente, a elevada frequência observada no Brasil parece ser indício de um processo incomum e que deve ser melhor investigado.

Foram reportados híbridos entre *E. imbricata* e *C. caretta* (Lara-Ruiz *et al.*, 2008), *E. imbricata* e *L. olivacea* (Lara-Ruiz *et al.*, 2008), e *C. caretta* e *L. olivacea* (Reis *et al.*, 2010b). Como há compatibilidade cromossômica entre as espécies e não existem barreiras físicas, os eventos de hibridação originam indivíduos férteis que voltam a cruzar com a espécie parental. Isso viabiliza a ocorrência de introgressão, que ocorre por retrocruzamento de fêmeas híbridas com machos da espécie original. Nesse processo, os indivíduos híbridos recompõem as características diagnósticas da espécie original, mas apresentam o DNA mitocondrial da outra espécie (Lara-Ruiz *et al.*, 2008; Reis *et al.*, 2010b).

A ocorrência de hibridação é favorecida pela sobreposição de áreas e períodos de reprodução entre algumas espécies e pelo fato de os machos serem generalistas em relação à escolha de parceiras sexuais. Além disso, formas de manejo que envolvam a translocação de ninhos e o processo de aquecimento global poderiam provocar a alteração da proporção sexual nas tartarugas e, conseqüentemente, favorecer a ocorrência de cruzamentos inter-específicos (Reis *et al.*, 2010b).

Mais recentemente, Vilaça *et al.* (2012) investigaram a ocorrência de hibridação no litoral brasileiro com marcadores nucleares. Os resultados desse estudo indicaram que os fenômenos de hibridação no litoral brasileiro são eventos recentes (de pelo menos duas gerações ou aproximadamente 40 anos) e que poderiam estar relacionados ao declínio populacional, decorrente da caça desses organismos e do aquecimento local de algumas praias pelo desmatamento costeiro, que atingiu seu clímax na década de 1970.

No entanto, as causas da ocorrência de fluxo gênico entre as diferentes espécies de tartarugas marinhas devem ser melhor investigadas, uma vez que tal fenô-

meno é capaz de comprometer a viabilidade das espécies parentais a longo prazo e a aptidão dessas populações, afetando diretamente sua conservação.

Conclusões

Os dados oriundos do “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil”, assim como de estudos desenvolvidos por outros grupos de pesquisa no Brasil nas mesmas vertentes, revelaram que as tartarugas marinhas que desovam no Brasil apresentam, de forma geral, um perfil genético diferenciado das demais populações do mundo, apesar de uma baixa variabilidade do DNA mitocondrial. Paralelamente, a telemetria e a genética indicaram a utilização de diversos agregados de alimentação ao longo do litoral brasileiro não somente por fêmeas nidificantes no país como também por indivíduos provenientes de diversas origens natais, o que explica a maior diversidade genética dessas áreas, consideradas estoques mistos. Ambas as metodologias permitiram o entendimento e a comprovação de aspectos importantes da biologia e do ciclo de vida desses organismos, tais como o comportamento filopátrico e os padrões de dispersão entre sítios de desova e forrageamento, tanto em escala regional quanto mais ampla.

Assim, a telemetria mostrou-se uma ferramenta útil para avaliar áreas de uso das tartarugas marinhas ao longo do litoral brasileiro e fora deste, deduzindo a existência de áreas de alimentação a partir da concentração e duração dos registros (tempo de permanência numa área), além de auxiliar na compreensão da dinâmica de seus deslocamentos entre sítios de desova e zonas de alimentação. O mapeamento das áreas de uso pelas tartarugas marinhas também permitiu a visualização da sobreposição dessas com diversas atividades antrópicas, que potencialmente ameaçam a viabilidade de suas populações. A genética, por sua vez, foi capaz de revelar a diversidade e estruturação de populações de desova, de determinar a composição e a origem natal de tartarugas encalhadas, capturadas incidentalmente em artes de pesca e/ou provenientes de sítios de alimentação, e indicar a ocorrência de casos de hibridação. Além disso, através do uso dessa ferramenta, foi possível inferir hipóteses filogeográficas e contribuir para a resolução de Unidades de Manejo.

Desde a realização do “Programa de Pesquisa sobre as Tartarugas Marinhas do Brasil” (2004-2007), novas tecnologias e técnicas têm sido desenvolvidas no

âmbito do rastreamento por satélite (Witt *et al.*, 2010) e da genética (Bowen e Karl, 2007; Wallace *et al.*, 2010), de modo que a capacidade de resolução de algumas análises foi consideravelmente ampliada. Nesse sentido, tais ferramentas podem ser ainda mais exploradas para uma compreensão mais ampla sobre as questões que envolvem esses organismos. Além disso, há ainda muitas lacunas de conhecimento, representadas por áreas de desova e alimentação pouco ou não amostradas em estudos genéticos e estágios e fases do ciclo de vida das tartarugas marinhas completamente desconhecidos e que podem ser alvos de estudos de telemetria.

No entanto, a complexidade biológica das tartarugas marinhas e os inúmeros fatores capazes de ameaçar a viabilidade de suas populações sinalizam a necessidade de integração das informações já existentes (mapeamento de sítios de desova e de alimentação, dados de estrutura populacional advindos de análises genéticas, rotas migratórias provenientes da telemetria, informações advindas da marcação e recaptura de indivíduos, etc), e a execução de novos estudos baseados em múltiplas abordagens, de modo a preencher as lacunas de conhecimento sobre as espécies, avaliar os efeitos sinérgicos das ações humanas e fornecer subsídios para a definição de estratégias efetivas de manejo e conservação desses organismos em âmbito nacional.

Referências Bibliográficas

- Almeida, A.P., Santos, A.J.B., Thomé, J.C.A., Belini, C., Baptistotte, C., Marcovaldi, M.A., Santos, A.S., Lopez, M., 2011a. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Biodiversidade Brasileira 1, 18-25.
- Almeida, A.P., Eckert, S.A., Bruno, S.C., Scalfoni, J.T., Giffoni, B., López-Mendilaharsu, M., Thomé, J.C.A., 2011b. Satellite-tracked movements of female *Dermochelys coriacea* from southeastern Brazil. Endangered Species Research 15, 77-86.
- Baptistotte, C., Scalfone, J.T., Mrosovsky, N. 1999. Maleproducing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation. Zoological Society of London Printed in the United Kingdom 2, 9-13.
- 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.
- Bowen, B.W., Karl, S.A., 2007. Population genetics and phylogeography of sea turtles. Molecular Ecology 16, 4886-4907.
- Godley, B.J., Lima, E.H.S.M., Akesson, 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 Series 253, 279-288.
- Godley, B.J., Blumenthal, J.M., Broderick, A.C., Coyne, M.S., Godfrey, M.H., Hawkes, L.A., Witt, M.J., 2008. Satellite tracking of sea turtles: Where have we been and where do we go next? Endangered Species Research 4, 3-22.
- Hahn, A.T., 2011. Filogeografia Global da Tartaruga-Oliva (*Lepidochelys olivacea*). Dissertação de Mestrado, Pontifícia Universidade Católica, Porto Alegre, RS, 107p.
- Hart, K.M., Hyrenbach, D., 2009. Satellite telemetry of marine megavertebrates: the coming of age of an experimental science. Endangered Species Research 10, 9-20.
- Hays, G.C., Broderick, A.C., Godley, B.J., Lovell, P., Martin, C., McConnell, B.J., Richardson, S., 2002. Bi-phasal long-distance migration in green turtles. Animal Behaviour 64, 895-898.
-

-
- IUCN, 2012. The International Union for Conservation of Nature. IUCN Red List of Threatened Species Version 2012.2. <<http://www.iucnredlist.org/>>. Acessado em junho de 2013.
- 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.P.E., Wanderlinde, J., Almeida, D.T., Lopez, G.G., Goldberg, D.W., 2012. Nesting ecology and conservation of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Rio de Janeiro, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 11, 249-254.
- Luschi, P., Hays, G.C., Papi, F., 2003. A review of long-distance movements by marine turtles, and the possible role of ocean currents. *Oikos* 103, 293-302.
- Marcovaldi, M.A., Chaloupka, M., 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research* 3, 133-143.
- 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.
- 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, 223-228.
- 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., Lopez, G.G., Soares, L.S., Santos, A.J.B., Bellini, C., Santos, A.S., Lopez, M., 2011. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 1, 26-34.
- Marcovaldi M.A., Lopez G.G., Soares L.S., López-Mendilaharsu M., 2012. Satellite tracking of hawksbill turtles *Eretmochelys imbricata* nesting in northern Bahia, Brazil: turtle movements and foraging destinations. *Endangered Species Research* 17, 123-132.
-

-
- Martins, M.R.C., Molina, F.B., 2008. Panorama Geral dos Répteis Ameaçados do Brasil. Pp. 326-377. In: Machado, A.B.M., Drummond G.M., Paglia A.P. (Eds.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, 1ª Edição. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.
- Mullis, K.B., Faloona, F., 1987. Specific synthesis of DNA *in vitro* via a polymerase catalyzed chain reaction. *Methods in Enzymology* 155, 335-350.
- 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, 29-39.
- Naro-Maciel, E., Bondioli, A.C.V., Martin, M., Almeida, A.P., Baptistotte, C., Bellini, C., Marcovaldi, M.A., Santos, A.J.B., Amato, G., 2012. The Interplay of Homing and Dispersal in Green Turtles: A Focus on the Southwestern Atlantic. *Journal of Heredity* 103, 792-805.
- Proietti, M.C., Lara-Ruiz, P., Reisser, J.R., 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, 613-618.
- Proietti, M.C., Reisser, J.W., Kinas, P.G., Kerr, R., Monteiro, D.S., Marins, L.F., Secchi, E.R., 2012. Green turtle *Chelonia mydas* mixed stocks in the western South Atlantic, as revealed by mtDNA haplotypes and drifter trajectories. *Marine Ecology Progress Series* 447, 195-209.
- Reis, E.C., Soares, L.S., Lôbo-Hajdu, G., 2009. Genetic characterization of loggerhead turtles from bycatch reports and uncommon nesting sites. *Marine Turtle Newsletter* 126, 15-17.
- Reis, E.C., Soares, L.S., Vargas, S.M., Santos, F.R., Young, R.J., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B., Lôbo-Hajdu, G., 2010a. Genetic composition, population structure and phylogeography of the loggerhead sea turtle: colonization hypothesis for the Brazilian rookeries. *Conservation Genetics* 11, 1467-1477.
- Reis, E.C., Soares, L.S., Lôbo-Hajdu, G., 2010b. Evidence of olive ridley mitochondrial genome introgression into loggerhead turtle rookeries of Sergipe, Brazil. *Conservation Genetics* 11, 1587-1591.
-

-
- Santos, A.S., Soares, L.S., Marcovaldi, M.A., Monteiro, D.S., Giffoni, B., Almeida, A.P., 2011a. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 no Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 1, 3-11.
- Santos, A.S., Almeida, A.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., Thomé, J.C.S.A., Wanderlinde, J., Marcovaldi, M.A., Lopez-Mendilaharsu, M.M., Damasceno, M.T., Barata, P.C.R., Sforza, R., 2011b. Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas. In: Marcovaldi, M.A., Santos, A.S., Sales, G. (Eds.). *Série Espécies Ameaçadas No. 25*. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 120p.
- 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 Biological Association of the United Kingdom* 87, 1047-1056.
- Silva A.C.C.D., Santos E.A.P., Oliveira F.L.C., Weber M.I., Batista J.A.F., Serafini T.Z., Castilhos J.C., 2011. Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series* 443, 237-247.
- TAMAR, 2013. Projeto TAMAR/ICMBio. < <http://www.tamar.org.br/>>. Acessado em junho de 2013.
- Thomé, J.C.A., Baptistotte, C., Moreira, L.M.P., Scalfoni, J.T., Almeida, A.P., Rieth, D.B., Barata, P.C.R., 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 Conservation and Biology* 6, 15-27.
- 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, 215-220.
- Vilaça, S.T., Vargas, S.M., Lara-Ruiz, P., Molfetti, E., Reis, E.C., Lôbo-Hajdu, G., Soares, L.S., Santos, F.R., 2012. Nuclear markers reveal a complex introgression pattern among marine turtle species on the Brazilian coast. *Molecular Ecology* 21, 4300-4312.
-

-
- 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., 2010. Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters* 3, 131-142.
- Witt, M.J., Akesson, S., Broderick, A.C., Coyne, M.S., Ellick, J., Formia, A., Hays, G.C., Luschi, P., Stroud, S., Godley, B.J., 2010. Assessing accuracy and utility of satellite tracking data using Argos-linked Fastloc-GPS. *Animal Behaviour* 80, 571-581.
-

VI. DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA BACIA DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE PETRÓLEO DE CAMPOS

Introdução

A Bacia de Campos é, em termos econômicos, uma das regiões mais importantes do país. As condições geológicas de sua formação proporcionaram o acúmulo de grandes quantidades de petróleo em sua plataforma continental (Caetano-Filho, 2003). Por isso, esta bacia é atualmente classificada como uma das principais áreas de prospecção e produção petrolíferas do país, respondendo por cerca de 90% da produção nacional de petróleo e por 60% da produção de gás natural (Jablonski, 2008).

As cinco espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, *Chelonia mydas* (tartaruga-verde), *Caretta caretta* (tartaruga-cabeçuda), *Eretmochelys imbricata* (tartaruga-de-pente), *Lepidochelys olivacea* (tartaruga-oliva) e *Dermochelys coriacea* (tartaruga-de-couro), frequentam o litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro (Martins e Molina, 2008; Santos *et al.*, 2011). Esta região, além de abrigar o segundo maior sítio de desova da espécie *Caretta caretta* no país, em termos de densidade média anual de ninhos (Marcovaldi e Chaloupka, 2007), também é considerada uma potencial área de alimentação e corredor migratório para todas as espécies (Reis *et al.*, 2010a; 2010b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados).

As fêmeas de *C. caretta* utilizam as praias do litoral norte fluminense para desovar entre os meses de setembro e março, com pico de posturas em novembro e dezembro (Lima *et al.*, 2012). Adicionalmente, a região é uma reconhecida área de alimentação para *C. mydas*, particularmente no estágio juvenil (Almeida *et al.*, 2011a), e uma potencial área de alimentação para as demais espécies (Reis *et al.*, 2010a). Através da telemetria por satélite, também já foi demonstrado que fêmeas de *D. coriacea*, que desovam no litoral do Espírito Santo, utilizam a região como um corredor migratório até suas áreas de alimentação mais ao sul, em águas brasileiras, uruguaias e argentinas (Almeida *et al.*, 2011b). O mesmo foi sugerido para *C. caretta*, a partir de marcação e recaptura de fêmeas, originalmente marcadas em seus sítios de desova no litoral da Bahia e Espírito Santo, e posteriormente encontradas encalhadas ou capturadas por artes de pesca em território uruguaio (Almeida *et al.*,

2000; Laporta e Lopez, 2003). O uso da região como corredor migratório ou área de alimentação pode ser igualmente sugerido para *L. olivacea*, uma vez que quatro fêmeas marcadas em Sergipe e uma na Bahia foram encontradas encalhadas no litoral norte fluminense entre 2009 e 2013 (Reis *et al.*, 2010b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Adicionalmente, 21 indivíduos subadultos e adultos desta mesma espécie foram capturados incidentalmente na pesca de arrasto de fundo industrial no litoral do Estado do Rio de Janeiro (Guimarães, 2012).

Além disso, a Bacia de Campos apresenta uma importância biológica adicional por contribuir com o equilíbrio na razão sexual das populações de *Caretta caretta* no Brasil (Lima *et al.*, 2012). Isso ocorre porque, enquanto sítios de desova localizados no Nordeste produzem uma proporção maior de fêmeas entre os filhotes eclodidos (Marcovaldi *et al.*, 1997), praias localizadas na região Sudeste, mais especificamente no Espírito Santo, produzem maior quantidade de machos, pois estão submetidas a temperaturas médias de incubação mais baixas (Baptistotte *et al.*, 1999). Apesar de ainda não terem sido realizados estudos que comprovem a mesma tendência para o Rio de Janeiro, é provável que os ninhos depositados na região gerem uma maior quantidade de indivíduos do sexo masculino, já que a mesma corresponde à área mais meridional do litoral brasileiro onde ocorrem desovas desta espécie (Lima *et al.*, 2012).

A depleção das populações de tartarugas marinhas tem sido relacionada a diversos fatores de origem antrópica, incluindo o desenvolvimento costeiro desordenado, com a implantação de estruturas urbanas, industriais e portuárias, a alteração ou degradação dos habitats, a destruição das áreas de desova, a predação para consumo de carne, ovos e derivados, a pesca e a poluição (National Research Council, 1990; Bugoni *et al.*, 2001; Corcoran *et al.*, 2009; Milton e Lutz, 2010).

A falta de planejamento na ocupação da zona costeira acaba por originar inúmeros conflitos sócio-ambientais que vulnerabilizam o ecossistema e provocam perdas de qualidade ambiental, que podem ser traduzidas em extinção de espécies, fragmentação de habitats, poluição, uso não sustentável de recursos naturais, entre outros. O aumento da iluminação artificial nas praias, resultante da expansão urbana, também traz sérios impactos à população de tartarugas marinhas. A fotopoluição tem o potencial de interferir em etapas fundamentais do ciclo reprodutivo destes animais, desorientando fêmeas durante a desova e filhotes após o nascimento. Outras ameaças incluem ainda: o turismo não sustentável (Lima *et al.*, 2012), a

ingestão de resíduos sólidos de origem antropogênica (Mascarenhas *et al.*, 2004; Ivar-do-Sul e Costa, 2007; Reis *et al.*, 2010a; Santos *et al.*, 2009; Tourinho *et al.*, 2010; Ivar-do-Sul *et al.*, 2011; Stahelin *et al.*, 2012), o aparecimento de epizootias como a fibropapilomatose (Aguirre *et al.*, 1994; Aguire e Lutz, 2004; Baptistotte, 2007; Manire *et al.*, 2008) e os efeitos das mudanças climáticas, como a perda de sítios de desova pela elevação do nível do mar, alteração drástica da razão sexual de algumas populações e variação da disponibilidade de alimentos (Weishampel *et al.*, 2004; Fish *et al.*, 2005; Hawkes *et al.*, 2007). No entanto, atualmente, a captura incidental de tartarugas marinhas por diferentes artes de pesca, em escala artesanal e industrial, é considerada a principal causa de morte desses animais em todo o mundo, inclusive no litoral brasileiro (Kotas *et al.*, 2004; Marcovaldi *et al.*, 2006; Bugoni *et al.*, 2008; Sales *et al.*, 2008; Lima *et al.*, 2010; López-Barrera *et al.*, 2012). Como a área de estudo apresenta uma grande concentração pesqueira (Masi *et al.*, 2005; Loureiro e Pitanga, 2006), torna-se necessária uma melhor caracterização dos impactos desta atividade sobre as populações de tartarugas marinhas.

Na Bacia de Campos, as atividades de E&P (sísmica, perfuração exploratória, produção, transporte e refinamento), apesar de licenciadas e monitoradas, também representam potenciais riscos ambientais, tais como vazamentos e derramamentos de substâncias derivadas de hidrocarbonetos do petróleo, extremamente danosas à saúde do ecossistema marinho (Holdway, 2002). O tráfego de embarcações de médio e grande porte também tem se intensificado nas últimas décadas em função das atividades petrolíferas na região, passando a representar maior ameaça à fauna marinha local (Silva *et al.*, 2008). Além disso, os adensamentos populacionais nos municípios costeiros da Bacia de Campos promovem uma degradação crônica do ambiente e distúrbios na dinâmica marinha costeira (Silva *et al.*, 2008).

Neste contexto, o presente trabalho tem como objetivos registrar a diversidade, distribuição e sazonalidade de tartarugas marinhas ao longo do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, a partir de registros reprodutivos e não-reprodutivos, e investigar as principais ameaças a esses organismos na região. Para tanto, foram compilados dados de monitoramento de encalhes e de desovas entre 2008 e 2010, oriundos dos esforços do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos na Região dos Lagos) e do Projeto TAMAR/ICMBio, na região compreendida entre Saquarema e São Francisco de Itabapoana.

Material e Métodos

Monitoramento de encalhes

Os monitoramentos de praia com vistas a registrar os casos de encalhe de tartarugas marinhas no litoral centro-norte fluminense foram realizados entre 2008 e 2010, com diferentes esforços, pelas equipes do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos na Região dos Lagos) e do Projeto TAMAR/ICMBio. A região direta ou indiretamente monitorada pelo GEMM-Lagos/FIOCRUZ abrangeu os municípios de Saquarema, Araruama, Arraial do Cabo, Cabo Frio, Armação dos Búzios, Casimiro de Abreu, Rio das Ostras, Macaé e Quissamã, ao passo que o TAMAR/ICMBio concentrou seus esforços nos municípios de Campos dos Goytacazes, São João da Barra e São Francisco de Itabapoana. Ambas as equipes, além de percorrerem as praias em monitoramento ativo, também divulgaram contatos telefônicos por meio de cartazes espalhados em suas respectivas áreas de atuação. Dessa forma, o monitoramento dos encalhes e o resgate de animais debilitados ocorreu de forma direta, ou seja, durante os percursos realizados regularmente pela equipe na praia, em busca ativa pelos animais encalhados ou debilitados, ou de forma indireta, por meio de ligações telefônicas de colaboradores, tais como Corpo de Bombeiros, Secretarias Municipais de Meio Ambiente, Colônias de Pescadores, membros de comunidades locais e turistas.

GEMM-Lagos/FIOCRUZ

Entre janeiro de 2009 e setembro de 2010, foram realizados monitoramentos de praia regulares pela equipe do GEMM-Lagos/FIOCRUZ no âmbito do “Projeto Habitats - Heterogeneidade Ambiental da Bacia de Campos”, coordenado pelo CENPES/PETROBRAS, com o intuito de recolher informações sobre a ocorrência de mamíferos, aves e quelônios marinhos ao longo da área de estudo. A região compreendida entre Praia de Itaúna - Saquarema e Praia Grande - Arraial do Cabo foi monitorada quinzenalmente durante o ano de 2009, assim como a Praia Rasa - Armação dos Búzios e sua extensão norte até a foz do Rio São João (Área A). Adicionalmente, a região entre a Praia de João Francisco e Barra do Furado - Quissamã (Área B) foi monitorada mensalmente durante o ano de 2009, totalizando cerca de 1250 km de área percorrida neste ano (Figura 1). Entre janeiro e abril de

2010, ambas as regiões passaram a ser monitoradas semanalmente e, entre maio e setembro, diariamente, com exceção da área entre Saquarema e Arraial do Cabo, que teve seu monitoramento interrompido neste ano. A região compreendida entre essas duas áreas (A e B) foi monitorada de forma indireta durante todo o período. A intensificação dos monitoramentos em 2010, que totalizou cerca de 12000 km percorridos, teve o intuito de atender ao Licenciamento da Atividade de Perfuração Marítima nos Blocos BM-C-26 e BM-C-27 da Bacia de Campos. Adicionalmente, foram utilizadas informações referentes ao encalhe de quelônios marinhos na região entre janeiro e dezembro de 2008, provenientes do banco de dados do GEMM-Lagos/FIOCRUZ. Durante tal período, a coleta de informações se deu de forma irregular.

TAMAR/ICMBio

O monitoramento de registros não-reprodutivos pelo Projeto TAMAR/ICMBio teve início na Bacia de Campos em 1996, quando começou a ser percebida a importância da região como uma área de alimentação e descanso para tartarugas marinhas juvenis. Atualmente, há uma sede permanente do TAMAR na Praia de Farol de São Thomé, atuando na região durante todo o ano (Lima *et al.*, 2012). Esta base é responsável pelo monitoramento de cerca de 100 km de litoral ao longo dos municípios de Campos dos Goytacazes, São João da Barra e São Francisco de Itabapoana (Figura 1). Entre 2008 e 2010, o monitoramento das praias foi realizado diariamente pela equipe técnica do Projeto TAMAR/ICMBio para o registro de ocorrências reprodutivas e não-reprodutivas entre os meses de setembro e março, período correspondente às atividades reprodutivas das tartarugas marinhas. Durante os outros meses, as ocorrências foram informadas por banhistas, pescadores e membros da comunidade.

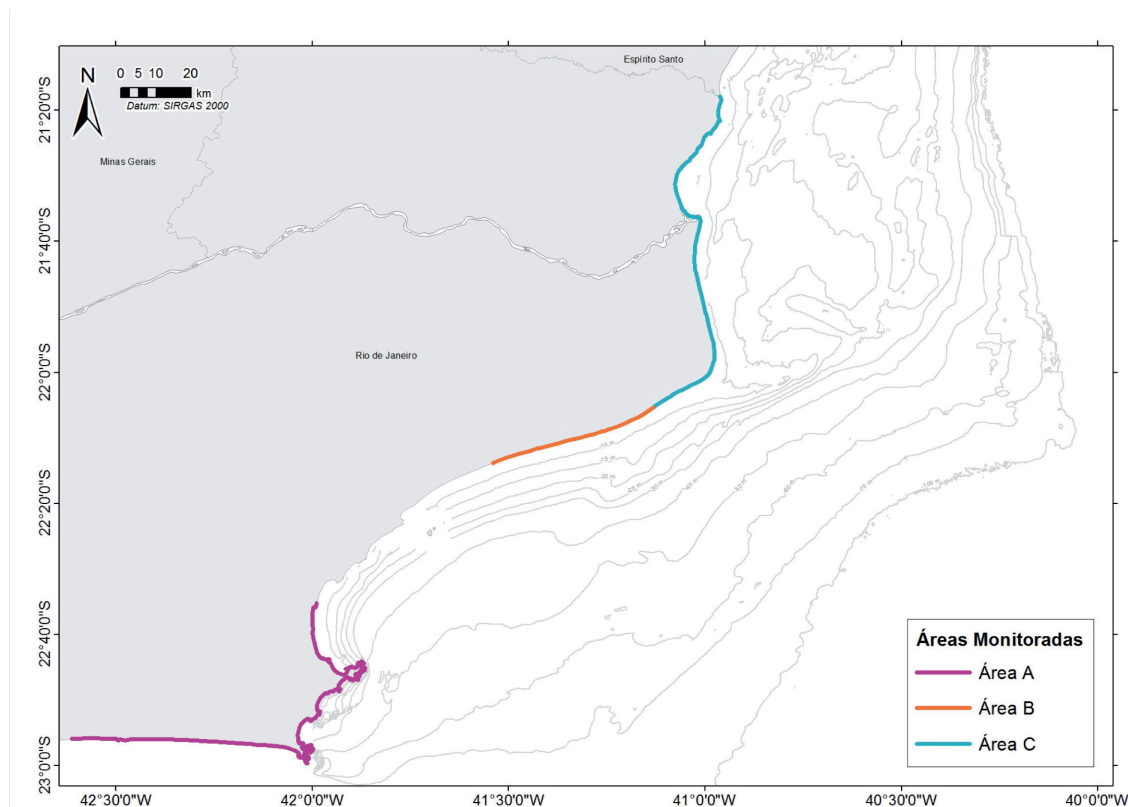


Figura 1 – Áreas diretamente monitoradas pelas equipes do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Áreas A e B) e do Projeto TAMAR/ICMBio (Área C) no litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2010.

Os espécimes encontrados foram identificados quanto à espécie com base em padrões morfológicos descritos internacionalmente (Pritchard e Mortimer, 2000). As medidas morfométricas foram realizadas conforme indicado por Wyneken (2001). As medidas padrão de comprimento e largura da carapaça são sempre curvilíneas (CCC = comprimento curvilíneo da carapaça e LCC = largura curvilínea da carapaça), tomadas com uma fita métrica flexível que acompanha o contorno da carapaça do animal. O comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) foi medido com o auxílio de uma fita métrica colocada diretamente sobre a porção mediana da carapaça do animal (sobre as placas vertebrais). A medida considerou a distância entre as bordas anterior (placa nugal) e posterior (extensão das placas supracaudais) da carapaça. A largura curvilínea da carapaça (LCC), por sua vez, foi medida com o auxílio de uma fita métrica na região mais larga da carapaça, perpendicular à linha central (Marcovaldi e Laurent, 1996). Como o sexo só pode ser definido na idade adulta, indivíduos só foram considerados fêmeas quando encontrados desovando em áreas de reprodução, e machos, quando apresentavam a cauda comprida, ultrapassando o limite da carapaça (Pritchard e Mortimer, 2000). As medidas morfométricas foram utilizadas

para indicar, quando possível, o estágio de vida das tartarugas (juvenis/subadultos ou adultos), através da comparação entre as medidas obtidas e as previamente registradas para fêmeas em áreas de reprodução ao longo da costa brasileira (Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados).

Indivíduos vivos ou em estado inicial de decomposição foram examinados quanto à presença de indícios de interação antrópica (lesões sugestivas de interação com redes, linhas de pesca e anzóis, ferimentos resultantes de colisão com embarcações, entre outros) e de tumores externos indicativos de fibropapilomatose. Todos os espécimes encontrados foram verificados em relação à presença de anilhas metálicas nas nadadeiras anteriores (para membros da Família Cheloniidae) ou posteriores (para a Família Dermochelyidae), tradicionalmente utilizadas pelo Projeto TAMAR/ICMBio e por outros programas de conservação de tartarugas marinhas, ou de qualquer outro tipo de marcação científica. Os animais frescos foram necropsiados na tentativa de determinar sua *causa mortis* e tiveram seus conteúdos gastrointestinais triados para avaliar a presença de resíduos sólidos antropogênicos.

Monitoramento de desovas

TAMAR/ICMBio

Desde que a base do Projeto TAMAR/ICMBio foi estabelecida no litoral norte do Rio de Janeiro em 1992, o monitoramento foi conduzido de forma bastante heterogênea. Entre 1992 e 2001, as atividades do TAMAR na região concentraram-se apenas no período reprodutivo das tartarugas marinhas. Entre os anos de 2001 e 2005, o município de Quissamã, que abrange parte do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba, foi incluído na área de monitoramento. No entanto, devido à pequena concentração de ninhos na região, priorizou-se o monitoramento de áreas com maior número de desovas (Lima *et al.*, 2012). A partir da temporada de 2004-2005, a metodologia foi padronizada e os 100 km de praias monitoradas foram divididos numa Área de Estudo Integral (AEI), com 31 km de extensão no município de Campos dos Goytacazes, e numa Área de Proteção (AP), com 69 km de extensão ao longo dos municípios de São João da Barra e São Francisco de Itabapoana. As AEIs foram percorridas diariamente pela equipe ao longo das temporadas reprodutivas, de forma que os ninhos fossem monitorados até a eclosão e todos os dados biológicos coletados integralmente. Estas áreas, de fácil acesso e submetidas a controle permanente,

foram aquelas onde os riscos de predação e ação da erosão sobre os ninhos foram mínimos. As APs, por sua vez, foram monitoradas diariamente por “tartarugueiros”, membros das comunidades locais contratados para monitorar as praias, encontrar os ninhos e garantir a sua proteção. Em ambas as áreas, as estratégias de conservação incluíram a transferência dos ninhos para cercados de incubação, a transferência para outros locais na praia ou a manutenção *in situ*. Tal classificação facilitou a padronização da metodologia de monitoramento e tem sido utilizada pelo TAMAR para as diferentes áreas de desova de tartarugas marinhas ao longo da costa brasileira (Lima *et al.*, 2012). Por ser uma área muito extensa, a Bacia de Campos conta atualmente com uma base permanente do TAMAR na Praia de Farol de São Thomé, no município de Campos dos Goytacazes, e outras duas sub-bases que auxiliam as atividades do projeto na região: a sub-base Atafona, no município de São João da Barra, e a sub-base de São Francisco de Itabapoana.

Durante as temporadas reprodutivas (entre os meses de setembro e março) de 2008-2009 e 2009-2010, as praias foram monitoradas diariamente, garantindo a proteção dos ninhos e a coleta de dados biológicos. Os ninhos foram localizados através do rastro das fêmeas na areia, sendo marcados com estacas numeradas e identificadas pelo TAMAR. O monitoramento noturno foi realizado diariamente apenas durante o pico de desovas (novembro e dezembro) na temporada de 2008-2009. As patrulhas foram realizadas ao longo da Área de Estudo Integral (AEI), com o objetivo de flagrar fêmeas durante o processo de oviposição, sendo realizados os procedimentos de marcação com anilhas de aço inoxidável modelo INCONEL (#681 National Band Company, Kentucky, USA) e a biometria dos animais, conforme metodologia descrita previamente.

Compilação e Análise dos Dados

As informações biológicas vinculadas a cada evento reprodutivo e não-reprodutivo foram registradas em fichas de campo padronizadas e posteriormente compiladas em um banco de dados por cada equipe. A utilização de GPS vem proporcionando meios de obtenção de dados precisos sobre a posição dos ninhos e dos eventos de encalhe.

Após a compilação dos dados não-reprodutivos de 2008 a 2010, foi determinada a frequência relativa de cada espécie por ano e por município, assim como a

frequência das categorias de ameaça por espécie e por município. Também foram avaliadas as medidas morfométricas por espécie e os casos de fibropapilomatose. Para avaliação da sazonalidade dos registros não-reprodutivos, foi considerado o período de 24 meses, entre outubro de 2008 e setembro de 2010, e comparadas as frequências por estação do ano: verão (dezembro a fevereiro), outono (março a maio), inverno (junho a agosto) e primavera (setembro a novembro); por período: chuvoso (outubro a março) e seco (abril a setembro); e por período: com ressurgência intensa (outubro a abril) e com ressurgência fraca (maio a setembro). A significância estatística dessas variações foi determinada através do teste de qui-quadrado. Em relação aos dados reprodutivos, após sua compilação, foi determinada a frequência absoluta de desovas por mês e por município monitorado, ao longo das temporadas reprodutivas de 2008-2009 e 2009-2010.

Resultados e Discussão

Monitoramento de encalhes

Um total de 3050 encalhes de tartarugas marinhas foi documentado entre 2008 e 2010 ao longo dos municípios de Saquarema a São Francisco de Itabapoana, sendo: 2728 *C. mydas* (89,44%), 112 *C. caretta* (3,67%), 89 *L. olivacea* (2,92%), 28 *E. imbricata* (0,92%) e 26 *D. coriacea* (0,85%). Outras 67 tartarugas amostradas (2,2%) não foram identificadas morfologicamente em função de seu avançado estado de decomposição (Figura 2). Nesses organismos, as medidas de CCC variaram entre o mínimo de 7,4 cm e máximo de 197 cm, com média de 40,38 cm e desvio padrão de 16,75 cm. As medidas de LCC, por sua vez, variaram entre o mínimo de 4,7 cm e máximo de 119,5 cm, com média de 36,69 cm e desvio padrão de 14,16 cm. A classe de tamanho de CCC e de LCC mais abundante foi a de 25 a 44 cm (Figura 3), indicando o predomínio de juvenis. Não foi possível determinar o estágio de vida de 211 indivíduos (6,92%), em função da impossibilidade de coleta de medidas morfométricas e/ou da ausência de identificação morfológica.

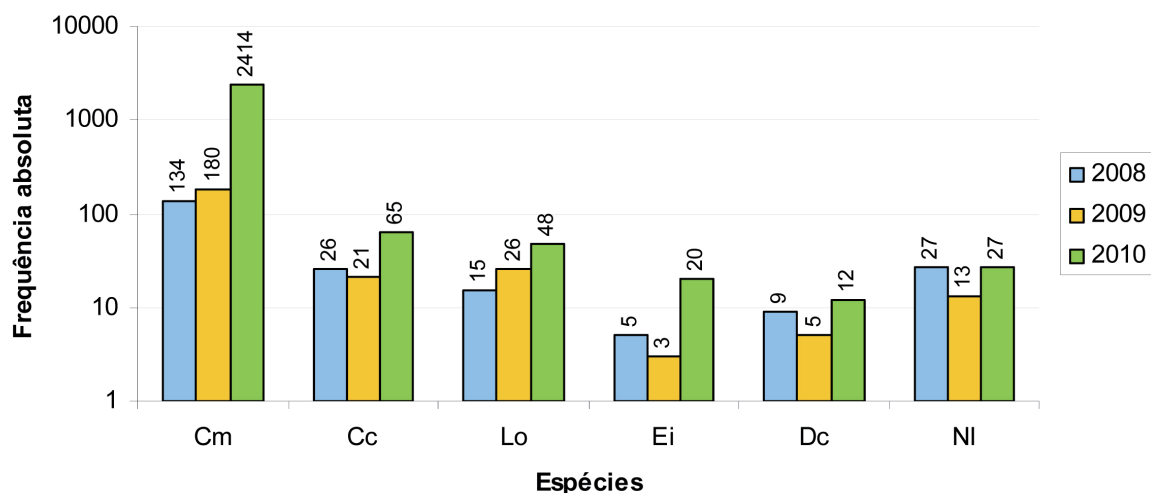


Figura 2 – Frequência absoluta dos registros de encalhe de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense por espécie e por ano no período entre 2008 e 2010. Onde: Cm = *Chelonia mydas*, Cc = *Caretta caretta*, Lo = *Lepidochelys olivacea*, Ei = *Eretmochelys imbricata*, Dc = *Dermodochelys coriacea* e NI = espécie não identificada.

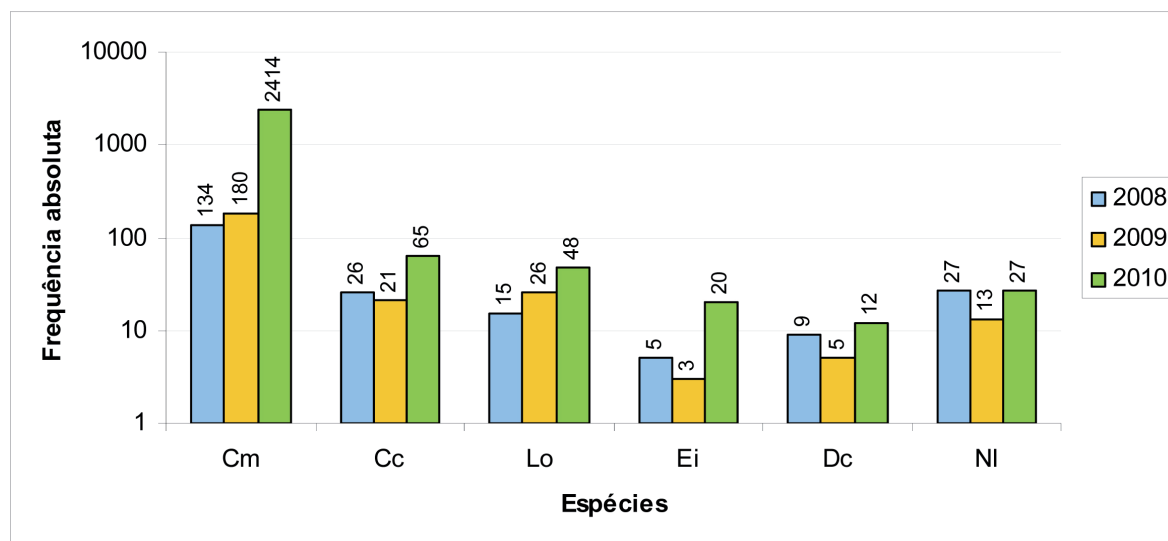


Figura 3 – Classes de tamanho baseadas no comprimento curvilíneo da carapaça (CCC) e na largura curvilínea da carapaça (LCC), em centímetros, de tartarugas marinhas encalhadas na região centro-norte fluminense entre 2008 e 2010.

Chelonia mydas, espécie de maior abundância na região, apresentou CCC entre 20 e 128 cm, com média de 36,98 cm \pm 8,82 cm, e LCC entre 16 e 111 cm, com média de 33,74 cm \pm 8,11 cm. Assim, 2620 (99,77%) indivíduos foram classificados como juvenis/subadultos, por apresentarem CCC < 96 cm, e seis (0,23%) como adultos, por apresentarem CCC \geq 96 cm. O predomínio de tartarugas-verdes juvenis entre o total de encalhes de tartarugas marinhas na região é esperado uma vez que os indivíduos desta espécie podem ser abundantemente encontrados se ali-

mentando ao longo de quase toda a costa brasileira (Santos *et al.*, 2011). *C. mydas* é a espécie de hábitos mais costeiros, frequentando áreas neríticas associadas a bancos de fanerógamas e macroalgas das quais se alimentam (Mortimer, 1982). Sua dieta é onívora enquanto filhote, tornando-se predominantemente herbívora a partir do estágio juvenil (Bjorndal, 1997). De maneira geral, a área de estudo é uma potencial zona de alimentação para todas as espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil, tendo em vista a ocorrência do fenômeno de ressurgência em Cabo Frio (Costa e Fernandes, 1993; Valentin, 2001), que aumenta a produtividade primária e conseqüentemente a disponibilidade de alimento para estes animais (Polovina *et al.*, 2004; James *et al.*, 2005; Amorochó e Reina, 2007). O aporte de matéria orgânica proveniente do Rio Paraíba do Sul também pode contribuir para a determinação de uma importante zona de alimentação na região (Reis *et al.*, 2010a).

Caretta caretta, a segunda espécie mais abundante na região, apresentou CCC entre 7,4 e 150 cm, com média de 90,52 cm \pm 19,45 cm, e LCC entre 4,7 e 102 cm, com média de 81,89 cm \pm 16,17 cm, sendo 24 (25,26%) indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 82 cm), e 71 (74,74%) como adultos (CCC \geq 82 cm). A região norte do Estado do Rio de Janeiro é um reconhecido sítio de desova de *C. caretta* (Marcovaldi e Marcovaldi, 1999; Marcovaldi e Chaloupka, 2007; Lima *et al.*, 2012), o que poderia explicar a maior porcentagem de encalhes de indivíduos adultos desta espécie. Potencialmente, a região também pode ser utilizada como área de alimentação (Reis *et al.*, 2010a) ou como rota migratória entre sítios de alimentação e desova (Almeida *et al.*, 2000; Laporta e Lopez, 2003). Informações sobre áreas de alimentação de *C. caretta* no Brasil ainda são escassas. No entanto, dados de telemetria apontam o litoral do Ceará como uma área de alimentação para fêmeas adultas que desovam na Bahia (Marcovaldi *et al.*, 2010), e o grande número anual de encalhes no Rio Grande do Sul, nos meses de primavera e verão, sugere que esta região seja uma área de alimentação para juvenis/subadultos desta espécie (Monteiro, 2004; Marcovaldi e Chaloupka, 2007). *C. caretta* apresenta uma dieta carnívora durante toda a sua vida (Bjorndal, 1997). Nos estágios iniciais até a fase juvenil são epipelágicas e habitam zonas oceânicas, se alimentando na maior parte do tempo nos cinco primeiros metros da coluna d'água; já nos estágios de juvenil avançado e adulto, se tornam neríticas e se alimentam principalmente no fundo (Bolten, 2003). Nestes estágios, utilizam áreas de alimentação localizadas

essencialmente sobre a plataforma continental (Hopkins-Murphy *et al.*, 2003), permanecendo em profundidades inferiores a 200 m e sendo comumente observadas a menos de 60 m de profundidade (Shoop e Kenney, 1992).

Lepidochelys olivacea, por sua vez, apresentou CCC entre 33 e 98,5 cm, com média de 63,78 cm \pm 8,43 cm, e LCC entre 31 e 92,5 cm, com média de 64,24 cm \pm 8,31 cm, sendo 15 (20,83%) indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 62 cm), e 57 (79,17%) como adultos (CCC \geq 62 cm). Os encalhes de cinco fêmeas adultas de *L. olivacea* no litoral norte fluminense entre 2009 e 2013, marcadas originalmente em Sergipe e Bahia, sugerem que organismos desta espécie potencialmente utilizam a região como sítio de alimentação ou como parte de sua rota migratória para sítios de alimentação situados mais ao sul da área de estudo (Reis *et al.*, 2010b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Outra forte evidência do uso da área por *L. olivacea* foi a captura incidental de 21 indivíduos adultos e subadultos pela pesca de arrasto de fundo industrial no litoral central do Estado do Rio de Janeiro (Guimarães, 2012). Este táxon é prioritariamente carnívoro ao longo de todo o seu ciclo de vida, alimentando-se em uma ampla variedade de habitats, desde zonas costeiras relativamente rasas até ambientes pelágicos (Bjorndal, 1997). Igualmente, informações sobre suas áreas de alimentação ao longo da costa brasileira ainda são escassas. Contudo, dados de telemetria já indicaram que algumas fêmeas, após seu período de desova em Pirambu - Sergipe, deslocaram-se sobre a plataforma continental até áreas de alimentação neríticas nas regiões Norte e Nordeste do país, particularmente no litoral dos Estados do Pará, Rio Grande do Norte, Pernambuco e Alagoas (Silva *et al.*, 2011).

Eretmochelys imbricata e *D. coriacea* foram as espécies registradas em menor frequência na área estudo. *E. imbricata* apresentou CCC entre 28,5 e 81 cm, com média de 44,41 cm \pm 15,15 cm, e LCC entre 24,5 e 76 cm, com média de 39,68 cm \pm 14,33 cm, sendo 100% (N = 25) dos indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 82 cm). Finalmente, *D. coriacea* apresentou CCC entre 100 e 197 cm, com média de 142,81 cm \pm 18,45 cm, e LCC entre 80 e 119,5 cm, com média de 103,99 cm \pm 10,32 cm, sendo, sete (33,33%) indivíduos classificados como juvenis/subadultos (CCC < 139 cm), e 14 (66,67%) como adultos (CCC \geq 139 cm). O baixo número de registros de encalhe de *E. imbricata* e *D. coriacea* poderia ser explicado pela menor abundância destas espécies na região em função de sua preferência por habitats recifais e pelágicos, respectivamente (Marcovaldi *et al.*, 2007;

Thomé *et al.*, 2007).

A maioria dos encalhes de tartarugas marinhas concentrou-se ao norte da área de estudo, nos municípios de São Francisco de Itabapoana (N = 2051; 67,25%), São João da Barra (N = 352; 11,54%), Campos dos Goytacazes (N = 127; 4,16%) e Quissamã (N = 120; 3,93%) (Figura 4). As redes de emalhe utilizadas ao longo do litoral destes municípios, principalmente em São Francisco de Itabapoana, são responsáveis pelo elevado índice de capturas e mortes de indivíduos juvenis da espécie *C. mydas*. As pescarias que utilizam esse tipo de petrecho são as que mais interagem com as tartarugas marinhas em vários estados brasileiros (Bugoni *et al.*, 2001; Soto *et al.*, 2003; Marcovaldi *et al.*, 2006), inclusive no litoral norte do Rio de Janeiro (Masi *et al.*, 2005; Loureiro e Pitanga, 2006). Considerando o restante da área de estudo, também houve uma importante concentração de encalhes na área entre as penínsulas de Arraial do Cabo (N = 63; 2,07%) e Armação dos Búzios (N = 189; 6,20%), incluindo o município de Cabo Frio (N = 110; 3,61%) (Figura 4). Neste caso, a incidência dos ventos é determinante para a ocorrência de encalhes, uma vez que as carcaças à deriva ao sul desta área podem ter a península de Arraial do Cabo como um anteparo ao norte, assim como carcaças oriundas do norte desta área podem ter a península de Armação dos Búzios como um anteparo ao sul. Também vale considerar que o aporte de matéria orgânica proveniente do Rio Paraíba do Sul e o fenômeno de ressurgência em Cabo Frio podem ser fatores determinantes à existência de uma importante zona de alimentação para tartarugas marinhas na região, particularmente para juvenis de *C. mydas*, e assim explicar a maior concentração de organismos nesses locais.

As frequências relativas dos registros de encalhe das diferentes espécies de tartarugas marinhas no período entre 2008 e 2010 são apresentadas por município monitorado na Figura 5. Em todos os municípios, a espécie *C. mydas* foi a mais abundante, apresentando frequências relativas que variaram entre 50% (N = 2) em Rio das Ostras, município com o menor número total de encalhes registrado, e 95,51% (N = 1959) em São Francisco de Itabapoana, município com o maior número de registros (Figura 5). Comparativamente aos demais municípios, a abundância elevada da espécie *C. caretta* em São Francisco de Itabapoana (N = 40; 1,95%) e São João da Barra (N = 31; 8,81%) (Figura 5) está possivelmente associada à desova desta espécie na região. Tal observação é reforçada pelo predomínio de adultos entre os exemplares encalhados de *C. caretta*.

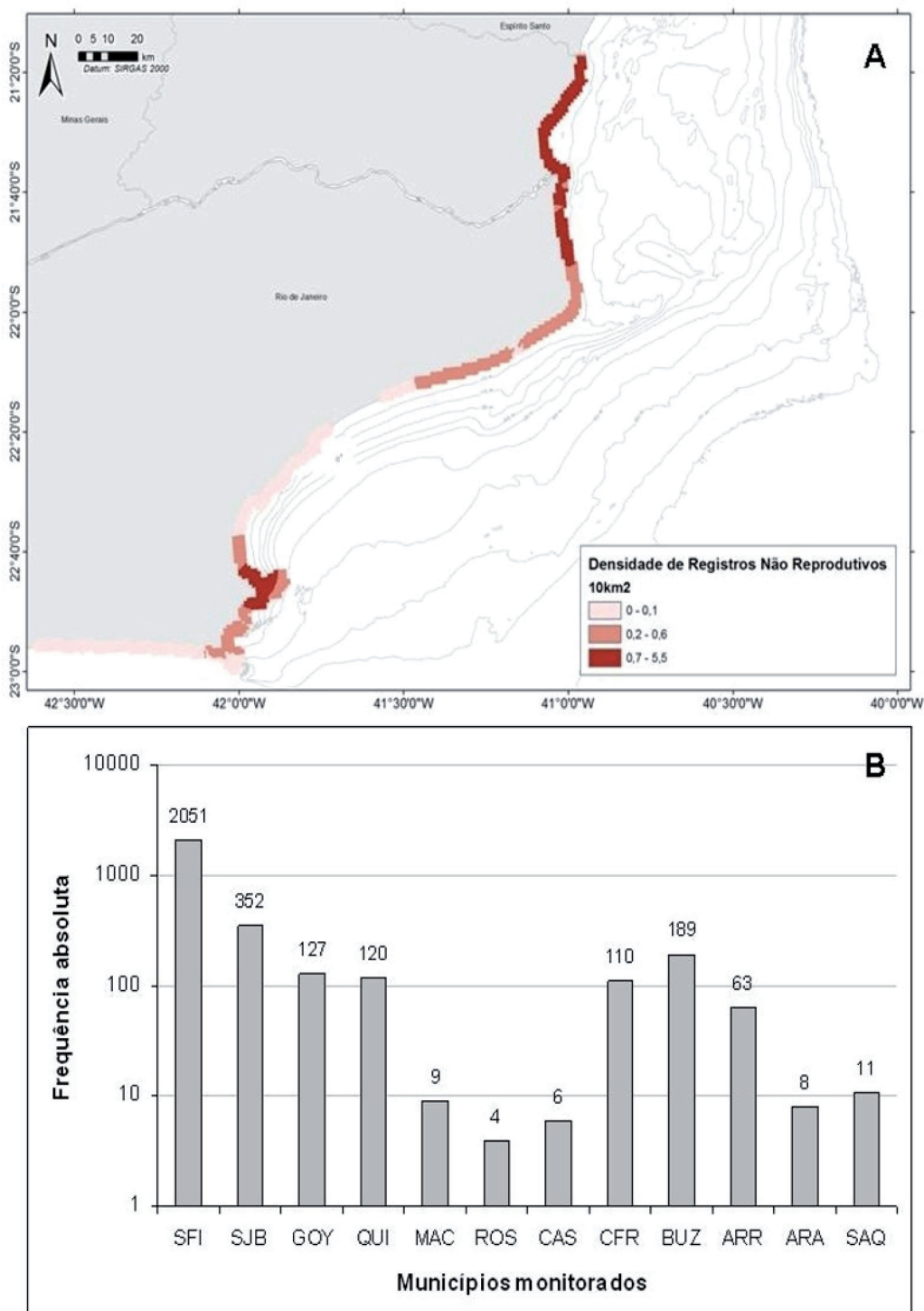


Figura 4 – (A) Densidade relativa dos registros de encalhe das diferentes espécies de tartarugas marinhas a cada 10 km² de praia monitorada na região centro-norte fluminense entre 2008 e 2010. **(B)** Frequência absoluta dos registros de encalhe de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense por município monitorado entre 2008 e 2010. Onde: SFI = São Francisco de Itabapoana, SJB = São João da Barra, GOY = Campos dos Goytacazes, QUI = Quissamã, MAC = Macaé, ROS = Rio das Ostras, CAS = Casimiro de Abreu, CFR = Cabo Frio, BUZ = Armação dos Búzios, ARR = Arraial do Cabo, ARA = Araruama e SAQ = Saquarema.

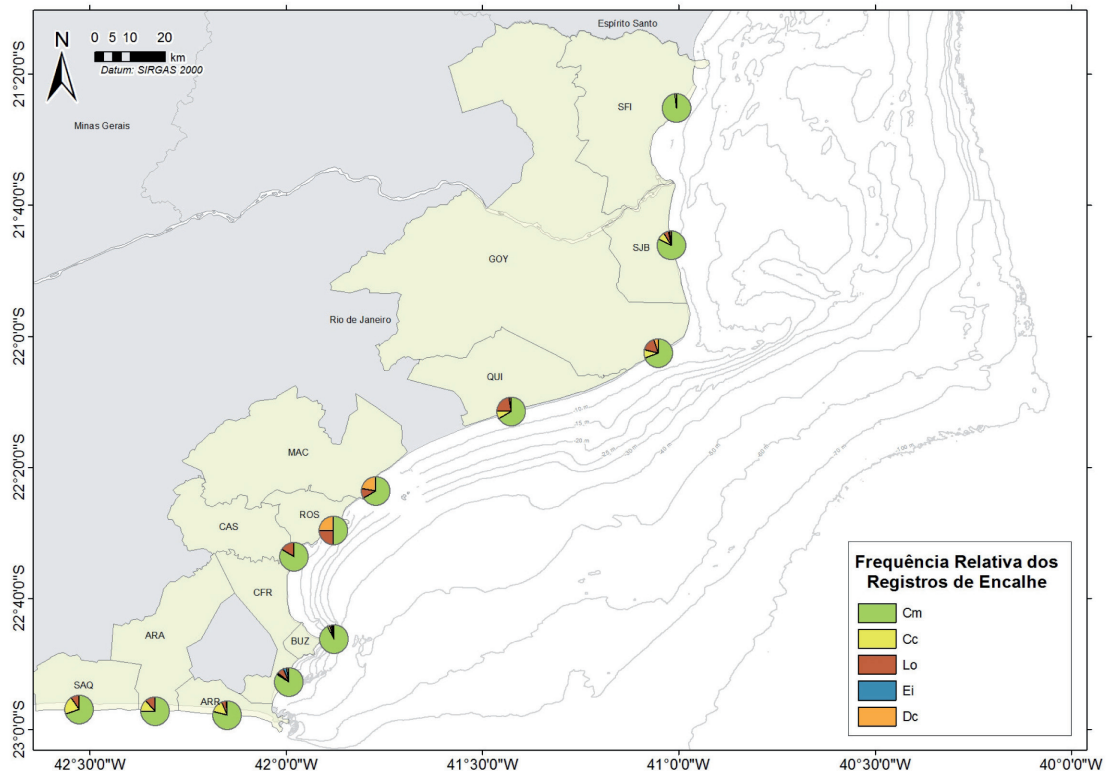


Figura 5 – Frequência relativa dos registros de encalhe das diferentes espécies de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense por município monitorado entre 2008 e 2010. Onde: Cm = *Chelonia mydas*, Cc = *Caretta caretta*, Lo = *Lepidochelys olivacea*, Ei = *Eretmochelys imbricata*, Dc = *Dermochelys coriacea*, SFI = São Francisco de Itabapoana, SJB = São João da Barra, GOY = Campos dos Goytacazes, QUI = Quissamã, MAC = Macaé, ROS = Rio das Ostras, CAS = Casimiro de Abreu, CFR = Cabo Frio, BUZ = Armação dos Búzios, ARR = Arraial do Cabo, ARA = Araruama e SAQ = Saquarema.

Avaliando a sazonalidade dos registros de encalhe, no período entre outubro de 2008 e setembro de 2010, a maioria ocorreu entre os meses de junho e setembro (Figura 6), ou seja, durante o inverno (predominantemente), período seco e com ressurgência fraca (Tabela 1; Figura 6). Quando consideradas as três espécies mais abundantes (*C. mydas*, *C. caretta* e *L. olivacea*), é possível notar basicamente a mesma tendência em relação à sazonalidade, com o predomínio dos registros de encalhe nos meses de agosto e setembro, principalmente (Figura 7). O teste de qui-quadrado mostrou que as diferenças registradas entre as estações do ano ($\chi^2 = 454,04$; GL = 3; $P = 4,34103 \times 10^{-98}$), períodos seco e chuvoso ($\chi^2 = 720,75$; GL = 1; $P = 9,1816 \times 10^{-159}$) e com ressurgência fraca e intensa ($\chi^2 = 363,87$; GL = 1; $P = 4,04402 \times 10^{-81}$) são estatisticamente significativas (Tabela 1). Durante o verão, o vento nordeste ganha força, tornando-se o agente responsável pela intensificação

do processo de ressurgência. À medida que ele afasta a massa d'água superficial próxima à costa, possibilita o afloramento de ACAS, que por sua vez impulsiona toda a produtividade biológica local (Costa e Fernandes, 1993; Valentin, 2001). Porém, quando ocorre esse deslocamento de massa d'água, as chances das carcaças de quelônios à deriva chegarem à praia diminuem consideravelmente, uma vez que as mesmas serão afastadas da costa. Durante o inverno, o oposto acontece quando o vento sudoeste passa a ser predominante na região (Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 1992). A ação do vento sudoeste empurra a água superficial em direção ao continente, causando o "empilhamento" da água na costa, e conseqüentemente as chances das carcaças à deriva encalharem aumentam, o que explica a tendência observada nos resultados das análises.

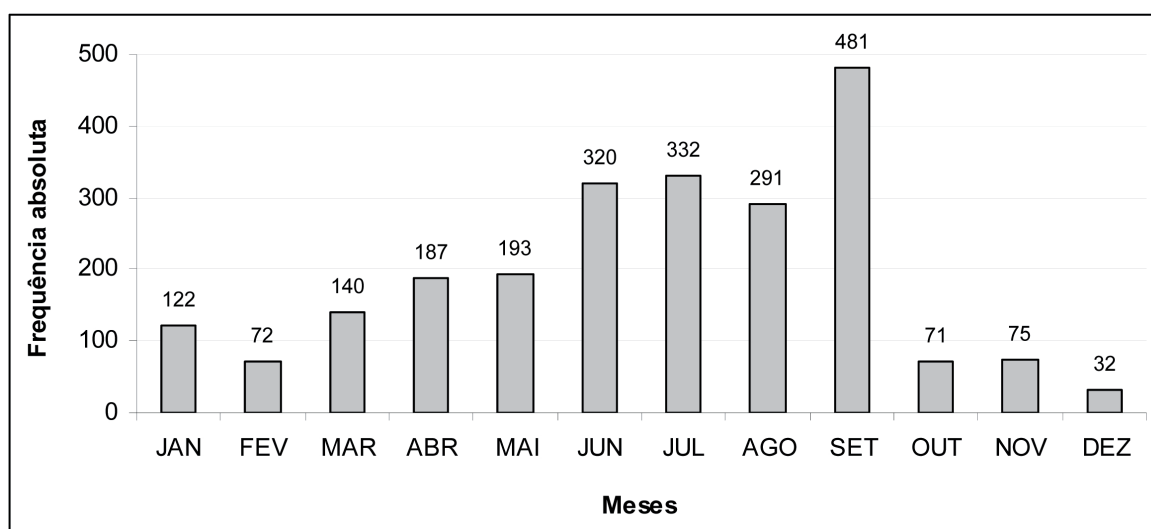


Figura 6 – Distribuição temporal (por mês) dos registros de encalhe de tartarugas marinhas, entre outubro de 2008 e setembro de 2010, na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro.

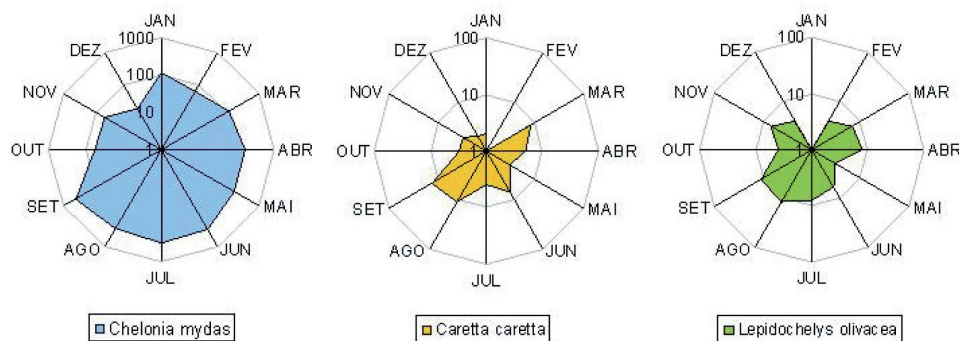


Figura 7 – Distribuição temporal (por mês) dos registros de encalhe das espécies mais abundantes de tartarugas marinhas na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre outubro de 2008 e setembro de 2010.

Tabela 1 – Número total (N) e porcentagem (%) de encalhes de quelônios marinhos na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, entre outubro de 2008 e setembro de 2010, e significância das diferenças entre estações do ano, período seco e chuvoso e com ressurgência fraca e intensa. Onde: GL = graus de liberdade. (*) A diferença entre as proporções é estatisticamente significativa já que $P < 0,05$.

Influência das estações	N	%
Verão (Dezembro - Fevereiro)	226	9,76
Outono (Março - Maio)	520	22,45
Inverno (Junho - Agosto)	943	40,72
Primavera (Setembro - Novembro)	627	27,07
Significância – GL = 3	4,34103x10 ⁻⁹⁸ *	
Influência do período	N	%
Período chuvoso (Outubro - Março)	512	22,11
Período seco (Abril - Setembro)	1804	77,89
Significância – GL = 1	9,1816x10 ⁻¹⁵⁹ *	
Influência do período	N	%
Ressurgência intensa (Outubro - Abril)	699	30,18
Ressurgência fraca (Maio - Setembro)	1617	69,82
Significância – GL = 1	4,04402x10 ⁻⁸¹ *	

As interações antrópicas reportadas entre 2008 e 2010 foram agrupadas nas seguintes categorias: pesca (que incluiu evidências de afogamento: inchaço com expansão ventral do casco, presença de água na traquéia ou brônquios, de lesões nos pulmões e vias aéreas anteriores, incluindo congestão pulmonar, hemorragia interna, entre outras; Work e Balazs, 2010), e marcas de uma prévia interação com redes, linhas de pesca ou anzóis, assim como a presença desses elementos ou fragmentos), colisão (que incluiu fraturas características de colisão e ferimentos claramente provocados por hélices de embarcações), lixo (que incluiu a existência de resíduos sólidos antropogênicos no conteúdo do trato gastrointestinal, assim como a presença de elementos plásticos presos externamente ao corpo das tartarugas) e dragagem (fraturas extensas e dilacerações profundas, semelhantes àquelas encontradas em outros casos de dragagem; Dickerson *et al.*, 2004). Não houve registro de animais oleados na área de estudo durante o período de monitoramento. Nos casos em que o indivíduo apresentou mais de uma categoria de interação antrópica, foi contabilizada apenas aquela indicada como sua possível *causa mortis*.

Cerca de 27% (N = 824) do total de indivíduos apresentou algum indício de interação antrópica. No entanto, esse valor está possivelmente subestimado uma

vez que não foi possível avaliar tal aspecto na maioria dos espécimes encontrados, em função de seu avançado estado de decomposição. Desse total, 730 foram representativos de pesca (88,59%), 57 de colisão (6,92%), 19 de lixo (2,31%) e 18 de dragagem (2,18%) (Figura 8). Dos 730 casos de interação com a pesca, 650 (89,04%) ocorreram no município de São Francisco de Itabapoana, 29 (3,97%) em São João da Barra, 19 (2,60%) em Campos dos Goytacazes e 16 (2,19%) em Armação dos Búzios (Figuras 8 e 9A). Dentre os 57 casos de colisão, 26 (45,61%) ocorreram em São Francisco de Itabapoana, 11 (19,30%) em Quissamã, sete (12,28%) em Cabo Frio e seis (10,53%) em São João da Barra (Figuras 8 e 9B). Os casos de interação com lixo prevaleceram nos municípios de Armação dos Búzios (N = 6; 31,58%), Cabo Frio (N = 4; 21,05%) e Arraial do Cabo (N = 4; 21,05%) (Figuras 8 e 9C), e os casos de dragagem, nos municípios de São João da Barra (N = 14; 77,78%), São Francisco de Itabapoana (N = 2; 11,11%) e Campos dos Goytacazes (N = 2; 11,11%) (Figuras 8 e 9D).

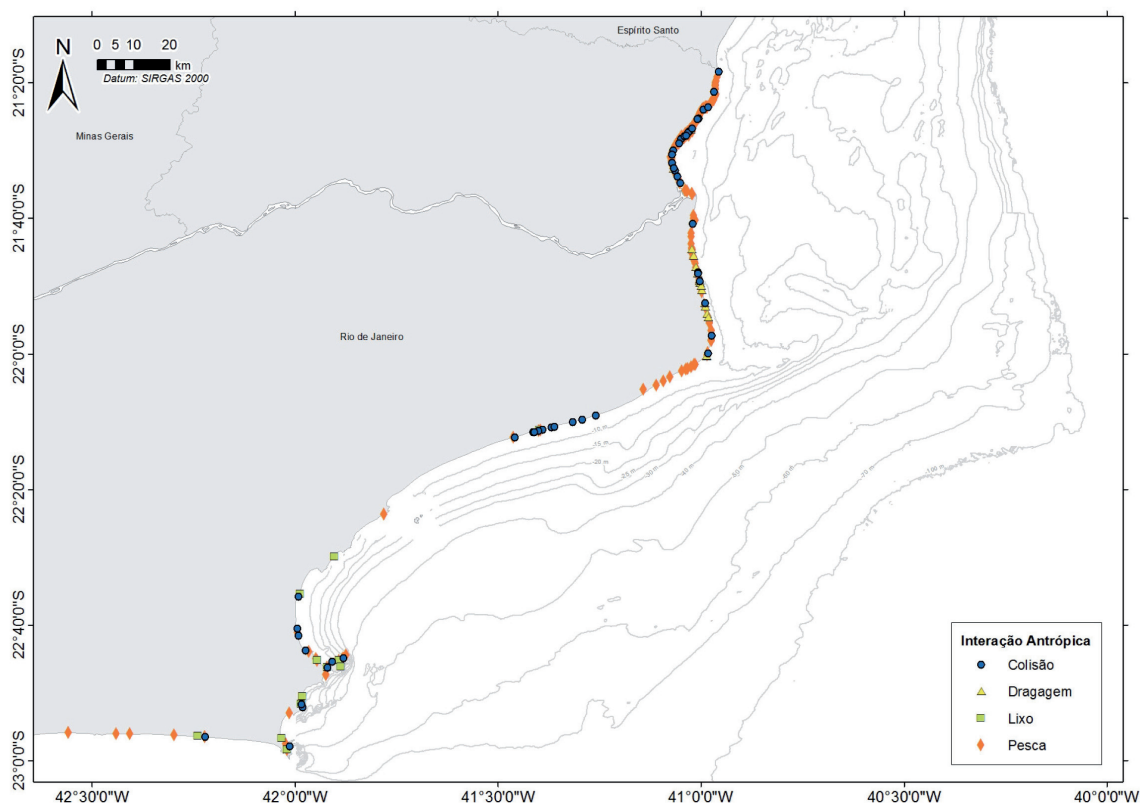


Figura 8 – Distribuição geográfica dos casos de interação antrópica reportados entre 2008 e 2010 na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro.

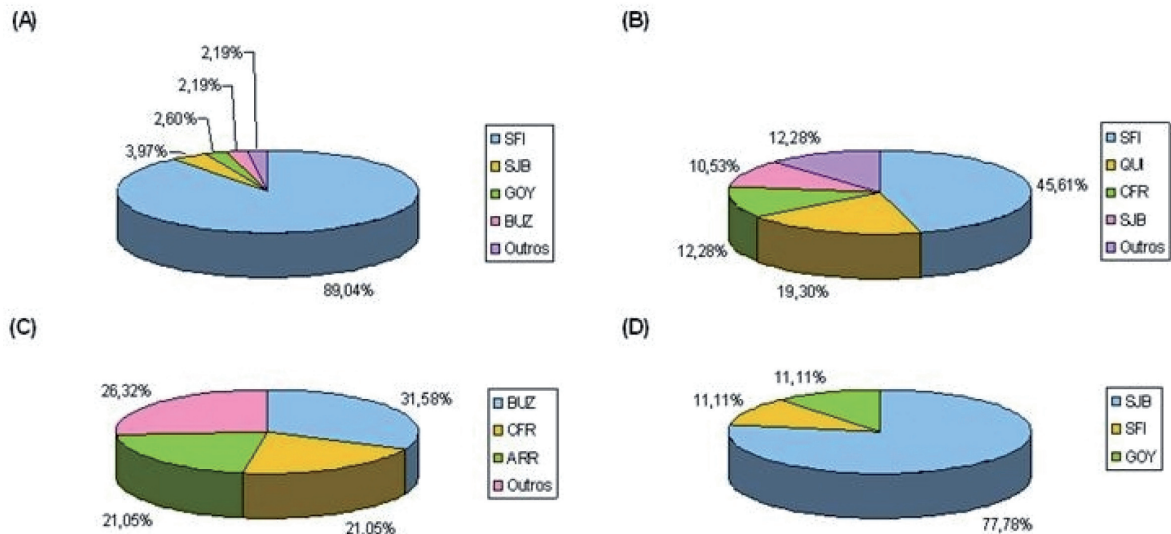


Figura 9 – Frequência relativa das quatro categorias de interação antrópica diagnosticadas a partir dos casos de encalhe de tartarugas marinhas na região centro-norte fluminense entre 2008 e 2010. (A) Interação com a pesca, (B) Colisão com embarcação, (C) Interação com lixo e (D) Dragagem. Onde: SFI = São Francisco de Itabapoana, SJB = São João da Barra, GOY = Campos dos Goytacazes, QUI = Quissamã, CFR = Cabo Frio, BUZ = Armação dos Búzios e ARR = Arraial do Cabo.

Quanto à espécie, 771 (93,6%) casos de interação antrópica foram reportados em *C. mydas*, 20 (2,43%) em *C. caretta*, 19 (2,31%) em *L. olivacea*, sete (0,85%) em *D. coriacea*, e quatro (0,49%) em *E. imbricata*, proporções que refletem, em sua maioria, a abundância das espécies na região. Dos casos registrados em *C. mydas*, 702 (91,05%) foram representativos de interação com a pesca, 46 (5,97%) de colisão, 17 (2,20%) de ingestão de lixo e seis (0,78%) de dragagem. Em *C. caretta*, dez (50%) casos foram representativos de interação com a pesca, sete (35%) com dragagem e três (15%) de colisão. Em *L. olivacea*, foram nove (47,37%) casos de interação com a pesca, seis (31,58%) de colisão, três (15,79%) de dragagem e um (5,26%) de interação externa com lixo. Em *D. coriacea*, foram quatro (57,14%) casos de interação com a pesca, dois (28,57%) de dragagem e um (14,29%) de ingestão de lixo. E, finalmente, em *E. imbricata*, foram apenas três (75%) casos de interação com a pesca e um (25%) de colisão.

Dessa forma, é possível concluir que a interação com a pesca é a principal ameaça a todas as espécies de tartarugas marinhas que frequentam a região centro-norte fluminense (Figuras 10A e 10B). Tal interação atinge principalmente os juvenis de *C. mydas*, uma vez que estes indivíduos são essencialmente herbívoros e utilizam áreas próximas à costa para se alimentar (Santos *et al.*, 2011), e particularmente o município de São Francisco de Itabapoana, onde a atividade pesqueira é intensa (Masi *et al.*,

2005; Loureiro e Pitanga, 2006). Uma vez presos a redes de pesca, e consequentemente impedidos de subir à superfície para respirar, esses organismos frequentemente vêm a óbito por afogamento. Por isso, atualmente, a principal ameaça às populações de *C. mydas* é a pesca costeira, sendo as redes de emalhe em fundos irregulares os principais petrechos envolvidos na captura incidental destes animais (Bugoni *et al.*, 2001; Gallo *et al.*, 2006; Marcovaldi *et al.*, 2006; López-Barrera *et al.*, 2012). De forma geral, áreas de alimentação de tartarugas marinhas registram alto índice de captura incidental por pescarias costeiras, fato que impulsionou a criação do “Programa de Interação Tartarugas Marinhas e Pesca” pelo Projeto TAMAR/ICMBio em 2001, assim como o estabelecimento do “Plano de Ação Nacional para Redução da Captura Incidental de Tartarugas Marinhas na Pesca” (Marcovaldi *et al.*, 2002). Adicionalmente, através da campanha “Nem tudo que cai na rede é peixe”, também conduzida pelo Projeto TAMAR/ICMBio, pescadores e membros das comunidades locais vem sendo orientados a resgatar as tartarugas presas em redes de pesca, minimizando a ocorrência de óbitos entre os animais (Marcovaldi *et al.*, 2001). Apesar do surgimento de algumas iniciativas de mitigação, continuam sendo registradas elevadas taxas de capturas incidentais de tartarugas marinhas, tanto nacional quanto mundialmente, o que torna a interação com a pesca a maior ameaça para juvenis e adultos destes animais no mundo (Kotas *et al.*, 2004; Lewinson *et al.*, 2004; Wallace *et al.*, 2010; Santos *et al.*, 2011).

Outra importante ameaça a esses organismos na área de estudo envolve o abalroamento com embarcações e/ou a interação direta com seus sistemas de propulsão e hélices (Figuras 10C e 10D), o que provoca lesões com padrões característicos, muitas vezes irreversíveis, e a consequente morte dos indivíduos (Work *et al.*, 2010). Embarcações pesqueiras, comerciais, turísticas e recreativas são muito comuns no litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, sendo potencialmente capazes de provocar tais interações negativas com a fauna marinha local. Apesar de poucos estudos até hoje terem focado esse tipo de interação, é crescente o número de animais encalhados com indícios de colisão. Dados do presente estudo mostraram que a espécie *C. mydas* foi igualmente a mais afetada por colisões, o que provavelmente ocorre em virtude de sua maior abundância e proximidade da linha de costa (Santos *et al.*, 2011). Hazel *et al.* (2007) indicaram que o risco de colisão cresce significativamente com o aumento da velocidade das embarcações, e que as tartarugas-verdes não são capazes de fugir eficazmente quando abordadas por embarcações com velocidades superiores a 4 km/h. Alterações na forma de operação e na configuração das embarcações podem ser

recomendadas para minimizar os riscos de colisão com tartarugas marinhas (Hazel *et al.*, 2007; Work *et al.*, 2010), mas para tanto é preciso melhor compreender e quantificar o impacto desta ameaça na região.

Os casos de interação com lixo ocorreram tanto através do emaranhamento de material antropogênico externamente ao corpo dos animais (um caso em *L. olivacea*; Figura 10E), quanto através de sua ingestão (17 casos em *C. mydas* e um em *D. coriacea*). Os resíduos triados a partir dos conteúdos gastrointestinais consistiram basicamente de material plástico de diferentes tamanhos, cores e consistências, sendo representado principalmente por sacolas plásticas, pedaços de embalagens e canudos, além de cordas e linhas de nylon (Figura 10F). A ingestão de resíduos sólidos de origem antropogênica constitui uma importante ameaça às tartarugas marinhas e tem sido relativamente bem documentada em todo o Atlântico Sul Ocidental (Bugoni *et al.*, 2001; Mascarenhas *et al.*, 2004; Tourinho *et al.*, 2010; Stahelin *et al.*, 2012). Milhares de toneladas de lixo, em grande parte constituído de material plástico, chegam aos oceanos anualmente. Esses resíduos são potencialmente danosos por sua leveza, resistência e durabilidade, sendo transportados por grandes distâncias no ambiente marinho, onde se acumulam e causam diversos impactos ambientais e econômicos (Derraik, 2002; Ryan *et al.*, 2009). O problema agrava-se proporcionalmente ao aumento da poluição do mar, de modo que seu registro pode ser utilizado para avaliar a saúde do ambiente. A presença de resíduos observada nos conteúdos de *C. mydas* está provavelmente relacionada ao hábito alimentar predominantemente herbívoro desta espécie (Márquez, 1990; Bugoni *et al.*, 2003). Alguns pontos de alimentação de *C. mydas* na região encontram-se consideravelmente poluídos e o lixo, principalmente plástico, acaba sendo ingerido de forma passiva ou ativa pelos animais. A ingestão passiva ocorre quando os resíduos se encontram aderidos a algas ou gramíneas, e são ingeridos acidentalmente com estes alimentos (Tomás *et al.*, 2002). A ingestão ativa ocorre quando os resíduos são confundidos com itens da dieta (Plotkin *et al.*, 1993), como no caso da ingestão de sacolas plásticas por indivíduos da espécie *D. coriacea*. A dieta destes animais é composta primariamente por organismos gelatinosos como águas-vivas e medusas (cnidários). Sacolas plásticas flutuantes no mar são facilmente confundidas com esse recurso alimentar (Mrosovsky *et al.*, 2009). A ingestão de lixo pode ser determinante da morte (efeito letal) de tartarugas marinhas, uma vez que pode causar a obstrução completa e/ou paralisia de seu sistema digestório. Entretanto, efeitos sub-letais como a obstrução parcial do trato gastrointestinal, a redução do estímulo à alimentação e a exposição

crônica a compostos tóxicos são mais comuns, causando, em longo prazo, impactos significativos a estas populações (Bjorndal *et al.*, 1994; Tourinho *et al.*, 2010).

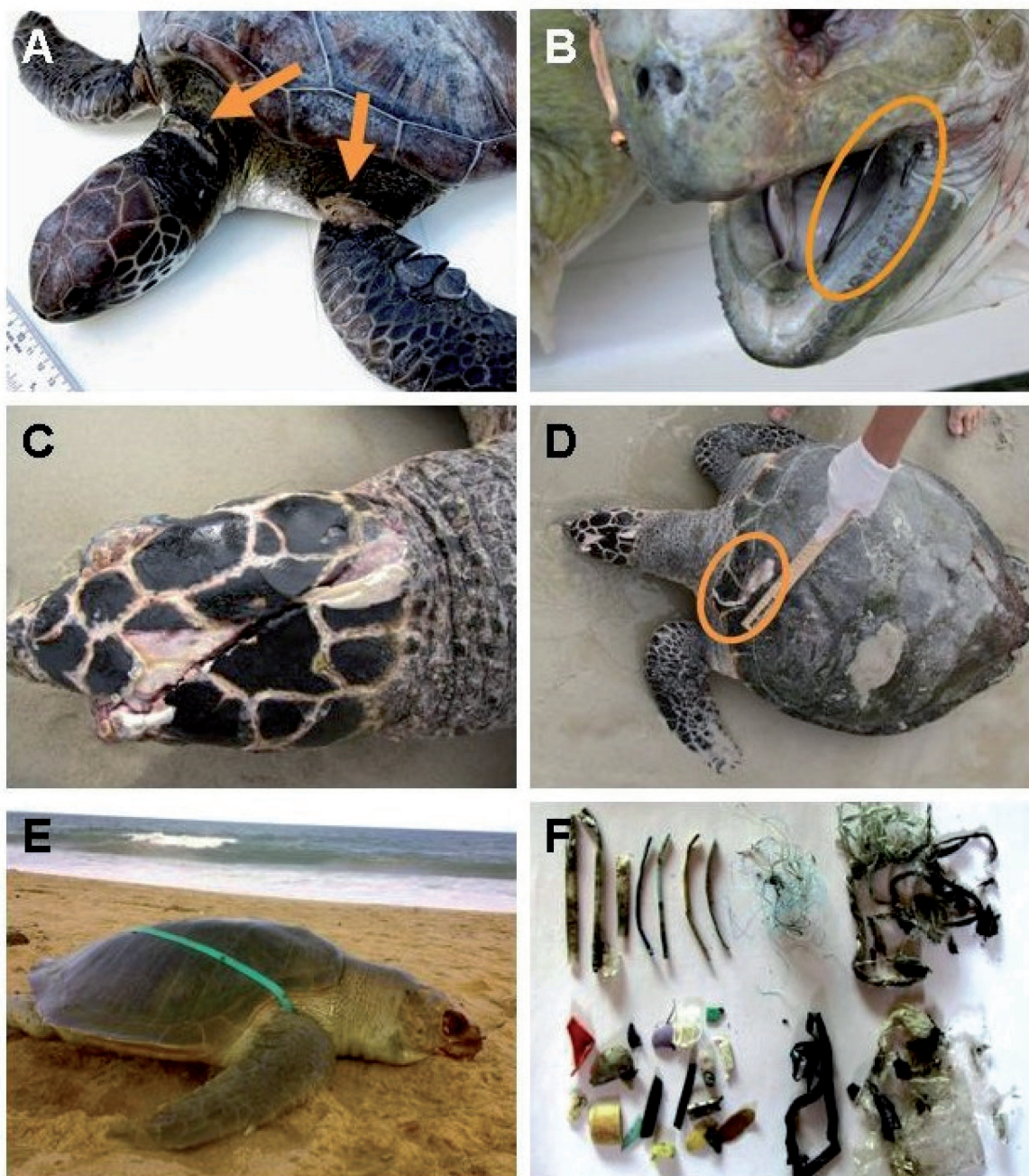


Figura 10 – Exemplos de interação antrópica documentados entre 2008 e 2010 na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro. (A) *Chelonia mydas* jovem com lacerações na região dorsal das nadadeiras e pescoço indicativas de interação com rede de pesca. (B) *Chelonia mydas* jovem com anzol preso à região da articulação da mandíbula. (C-D) *Eretmochelys imbricata* adulto com ferimentos profundos na cabeça e carapaça indicativos de interação com embarcação. (E) Espécime de *Lepidochelys olivacea* adulto com fita plástica emaranhada diagonalmente ao corpo. (F) Resíduos sólidos antropogênicos encontrados a partir da triagem do conteúdo do trato gastrointestinal de um indivíduo jovem de *Chelonia mydas*.

O monitoramento dos impactos às tartarugas marinhas por operações de dragagem começou assim que os primeiros relatos de incidentes deste tipo foram reportados, no início da década de 1980, em Porto Canaveral, Flórida, EUA (Dickerson *et al.*, 2004). Desde então, as operações de dragagem utilizadas na abertura, manutenção e aprofundamento de canais de navegação em áreas portuárias são reconhecidas por gerarem grande impacto a esses organismos (Dickerson *et al.*, 1991; Fitzpatrick *et al.*, 2006). Nos EUA, um total de 508 capturas incidentais de tartarugas marinhas por dragas do tipo Hopper foram registradas, entre os anos de 1980 e 2003, envolvendo três espécies distintas: *Caretta caretta*, *Chelonia mydas* e *Lepidochelys kempii* (Dickerson *et al.*, 2004). Na Austrália, durante a dragagem no Porto de Brisbane, foram registrados cinco animais mortos em 2001 e sete em 2002 (Greenland *et al.*, 2002). Dados de literatura indicam a draga Hopper como a principal envolvida nos casos de dragagem incidental de tartarugas marinhas. Segundo Dickerson *et al.* (2004), as dragas deste tipo operam com maior velocidade e em maiores profundidades, além de terem menores custos e, por isso, serem as mais utilizadas nas atividades de dragagem costeira e *offshore*. Elas são dotadas de tubulação e cabeça de dragagem, que realizam a sucção do sedimento marinho para dentro de uma cisterna a bordo, através de bombas de sucção. O movimento dos equipamentos que fazem contato com o fundo e a velocidade de sucção do material dragado colocam em risco as tartarugas e outros animais, que podem ser sugados juntamente com o sedimento (Dickerson *et al.*, 1991; Dickerson *et al.*, 2004; Fitzpatrick *et al.*, 2006). Na Bacia de Campos, as atividades de dragagem do canal de navegação tiveram início em 2008, como parte da implantação de um complexo portuário em São João da Barra. A draga do tipo Hopper operou em períodos intermitentes e, durante o seu funcionamento, foi possível detectar um grande número de encalhes atípicos na região de influência do empreendimento. Estes encalhes caracterizaram-se pela presença de extensas fraturas e dilacerações dos animais, lesões nunca relatadas em 20 anos de monitoramento (Figura 11).



Figura 11 – Exemplos de interação com draga documentados entre 2008 e 2010 na região norte do Estado do Rio de Janeiro. Todos os exemplares apresentaram fratura completa de carapaça e exposição das vísceras. (A) *Chelonia mydas* encontrada na Praia do Açú - São João da Barra. (B) *Caretta caretta* encontrada na Praia de Maria Rosa - Campos do Goytacazes (C-D) *Caretta caretta* adulta encontrada na Praia de Caminho das Conchas - São João da Barra.

Foram reportados ainda 18 casos de tumorações cutâneas em tartarugas marinhas encalhadas na região de estudo entre 2008 e 2010, sendo 17 em *C. mydas* (com frequência relativa de 0,62% para a espécie) e um em *L. olivacea* (com frequência relativa de 1,12% para a espécie). A presença desses tumores é sugestiva de fibropapilomatose (FP), uma doença emergente e de alta prevalência em diversas populações de tartarugas marinhas no mundo (Figura 12). Considerada uma epizootia, a FP foi registrada no Brasil pela primeira vez em 1986, no Estado do Espírito Santo e, desde então, tem sido reportada com mais frequência ao longo da costa (Baptistotte, 2007; Mascarenhas e Iverson, 2008). É uma doença debilitante, caracterizada pela presença de múltiplos tumores cutâneos ou viscerais (Herbst, 1994). Apesar de apresentar curso benigno, a FP é considerada potencialmente fatal, uma vez que os tumores podem interferir na hidrodinâmica,

locomoção e alimentação dos animais (Adnyana *et al.*, 1997), ameaçando sua sobrevivência (Aguirre *et al.*, 1998). O fato de estarem presentes predominantemente em *C. mydas* é esperado. Conforme já reportado na literatura, 82,2% dos casos de FP em tartarugas marinhas na costa brasileira entre os anos de 2000 e 2005 foram observados nesta espécie (Baptistotte, 2007). Pesquisas sugerem o envolvimento de agentes infecciosos virais associados a fatores genéticos e ambientais, considerados predisponentes a ocorrência da enfermidade (Herbst *et al.*, 1998). Diversos agentes etiológicos, como herpesvírus, retrovírus e papilomavírus, já foram associados a esta doença (Lackovich *et al.*, 1999; Aguirre e Lutz, 2004). Entretanto, recentemente, a FP foi vinculada à ação de um alfa-herpesvírus (C-FP-HV), presente em 100% das ocorrências naturais e em 100% dos tumores induzidos através de inoculação em tartarugas de cativeiro (Ene *et al.*, 2005). A ocorrência da doença está associada a áreas costeiras muito poluídas, áreas com alta densidade humana, com grande aporte de resíduos agrícolas, domésticos e industriais e biotoxinas marinhas (Aguirre e Lutz, 2004). Dessa forma, a epidemiologia desta doença pode servir como uma ferramenta efetiva no monitoramento da saúde dos ecossistemas marinhos (Aguirre e Lutz, 2004; Baptistotte, 2007). Os registros ocorreram nos municípios de São Francisco de Itabapoana (N = 7; 38,89%), Armação dos Búzios (N = 5; 27,78%), Arraial do Cabo (N = 2; 11,11%), Cabo Frio (N = 2; 11,11%), Saquarema (N = 1; 5,56%) e Quissamã (N = 1; 5,56%), o que pode estar relacionado a áreas costeiras antropizadas e expostas a poluentes. As medidas de CCC e LCC de *C. mydas* afetadas variaram de 32,5 a 63 cm (média = 43,52 cm \pm 9,95 cm) e de 29,7 a 56 cm (média = 39,45 cm \pm 9,84 cm), respectivamente, sendo 100% (N = 17) de juvenis. A espécie *L. olivacea* foi responsável por um único registro de tumoração, num indivíduo adulto de 63,6 cm de CCC e 62 cm de LCC. Segundo Baptistotte (2007), a prevalência da doença para *C. mydas* no Brasil é de 15,41% e para *L. olivacea*, de 1,04%, sendo a maior incidência em animais com CCC entre 40 e 90 cm. O mesmo estudo indicou que apenas nove dos 151 (5,96%) espécimes provenientes do Rio de Janeiro apresentaram indícios da doença, o que ainda é superior ao encontrado no presente estudo.

No entanto, as frequências aqui reportadas estão possivelmente subestimadas em virtude da impossibilidade de avaliação da presença de tumores na maioria dos espécimes encontrados, em decorrência de seu avançado estado de decom-

posição. Quando avaliada uma série temporal mais ampla, advinda da atuação do Projeto TAMAR/ICMBio na região entre 1996 e 2011, a frequência de tumores externos detectáveis entre exemplares encalhados de *C. mydas* (307 casos em 4517 indivíduos ou 6,8%) é mais próxima ao valor reportado por Baptistotte (2007).



Figura 12 – Exemplos de casos de tumoração sugestivos de fibropapilomatose documentados na espécie *Chelonia mydas* entre 2008 e 2010 na região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro.

Dados históricos do Projeto TAMAR/ICMBio, compilados entre 1996 e 2011, na região entre Campos dos Goytacazes e São Francisco de Itabapoana, contabilizaram 6082 registros não-reprodutivos. Destes, 4903 tiveram a espécie identificada, sendo a grande maioria (N = 4517; 92,13%) de *C. mydas* juvenis. Ao longo deste período, foram encontrados ainda 214 (4,36%) indivíduos de *C. caretta*, 99 (2,02%) de *L. olivacea*, 47 (0,96%) de *E. imbricata* e 26 (0,53%) de *D. coriacea*. Os registros concentraram-se significativamente no município de São Francisco de Itabapoana (N = 4876; 80,17%), fato explicado pela captura incidental dos animais nas redes de emalhe, uma das principais modalidades de pesca na região. Tais observações corroboram os resultados aqui apresentados, mesmo com uma série temporal mais restrita.

Monitoramento de desovas

A Bacia de Campos corresponde à área mais meridional da costa brasileira a apresentar um número significativo de desovas de tartarugas marinhas (Lima *et al.*, 2012). A temporada reprodutiva das tartarugas-cabeçudas nesta região está compreendida entre setembro e março, e o pico das desovas, entre novembro e dezembro (Figura 13). O número total de ninhos registrados durante as temporadas de 2008-2009 e 2009-2010 foi de 1837, com média de $918,5 \pm 229,8$. Desse total, 58,62% (N = 1076) foram registrados no município de Campos dos Goytacazes, 22,81% (N = 419) em São Francisco de Itabapoana e 18,62% (N = 342) em São João da Barra (Figura 14). Para ambas as temporadas, os registros concentraram-se nas Praias de Maria Rosa e Farol, pertencentes ao município de Campos do Goytacazes (Figura 15).

Entre os 1621 ninhos registrados entre 2008-2009 e 2009-2010 e cuja espécie foi identificada, 99,8% (N = 1618) eram de *Caretta caretta* e apenas 0,2% (N = 3) de *Lepidochelys olivacea*. Aproximadamente 130200 filhotes foram liberados nas temporadas 2008-2009 e 2009-2010, dos quais 129268 foram identificados quanto à espécie: 99,9% (N = 129100) de *C. caretta* e 0,1% (N = 168) de *L. olivacea*. Dados históricos do Projeto TAMAR/ICMBio, compilados entre 1996 e 2011, na região entre Campos dos Goytacazes e São Francisco de Itabapoana, contabilizaram 11086 registros reprodutivos de tartarugas marinhas. Entre os 8216 ninhos cuja espécie foi identificada, 99,87% (N = 8205) eram de *Caretta caretta*, 0,04% (N = 3) de *Lepidochelys olivacea*, 0,04% (N = 3) de *Eretmochelys imbricata*, 0,02% (N = 2) de *Chelonia mydas* e 0,004% (N = 3) de *Dermochelys coriacea* (Lima *et al.*, 2012). Entre as temporadas de 1992-1993 e 2010-2011, foram liberados aproximadamente 833000 filhotes, dos quais 642564 foram identificados quanto à espécie: 642100 (99,9%) eram de *C. caretta*, 229 de *E. imbricata*, 168 de *L. olivacea*, 57 de *C. mydas* e 10 de *D. coriacea*. A maior frequência de registros de *C. caretta*, seja entre número de ninhos ou de filhotes liberados, seguiu a mesma tendência observada nas temporadas de 2008-2009 e 2009-2010.

Durante as temporadas 2004-2005 e 2008-2009, 217 fêmeas de tartaruga cabeçuda em atividade reprodutiva foram marcadas. O comprimento curvilíneo de carapaça (CCC) médio observado foi de $100,5 \text{ cm} \pm 5,7$ (86,5-114,5 cm) e a largura curvilínea de carapaça (LCC) média foi de $91,8 \text{ cm} \pm 4,7$ (80,5-105,0 cm) (Lima

et al., 2012). O CCC médio observado para fêmeas de *C. caretta* no litoral norte fluminense é semelhante aos valores encontrados para as populações da mesma espécie no Espírito Santo (102,7 cm; N = 198; Baptistotte *et al.*, 2003) e na Bahia (102,8 cm; N = 176; Marcovaldi e Laurent, 1996; 101,2 cm; N = 29; Tiwari, 1998). No entanto, são observadas variações no tamanho dos indivíduos entre diferentes populações, o que pode estar relacionado a fatores ambientais diversos (Van Buskirk e Crowder, 1994). Se comparadas as populações de *C. caretta* do Brasil e da Flórida - EUA, por exemplo, ambas apresentam medidas semelhantes de comprimento de carapaça (Tiwari e Bjorndal, 2000), ao passo que a população de tartarugas-cabeçudas do Mediterrâneo é composta por indivíduos comparativamente menores aos de outras populações no mundo (Margaritoulis *et al.*, 2003).

Adicionalmente, os resultados de uma série histórica mais ampla, entre as temporadas de 1992-1993 e 2010-2011, mostraram um aumento gradativo no número de filhotes liberados, o que reflete os esforços de conservação empreendidos pelo Projeto TAMAR/ICMBio na região nos últimos 20 anos (Figura 16).

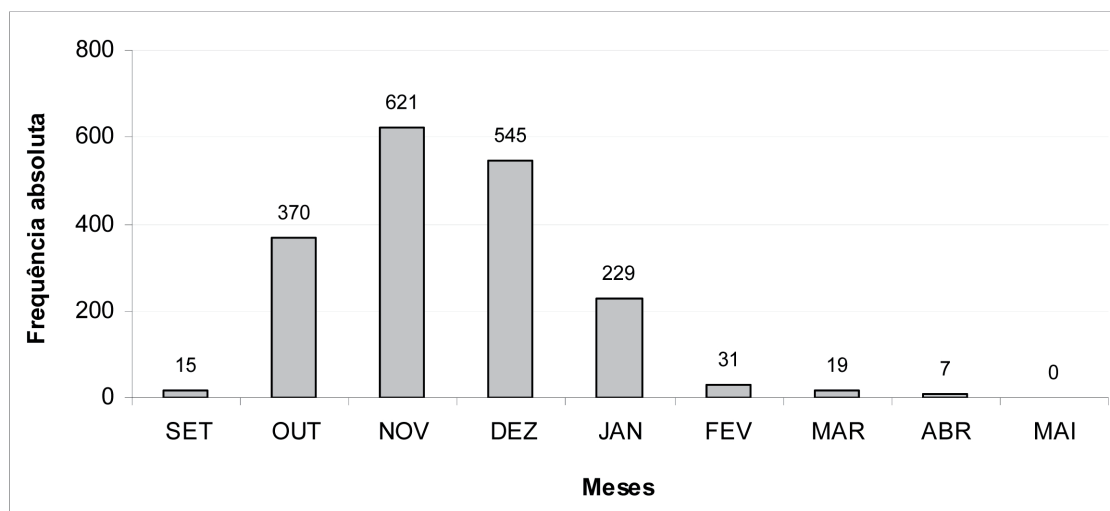


Figura 13 – Frequência absoluta de ninhos de tartarugas marinhas registrados por mês, durante as temporadas reprodutivas de 2008-2009 e 2009-2010, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro.

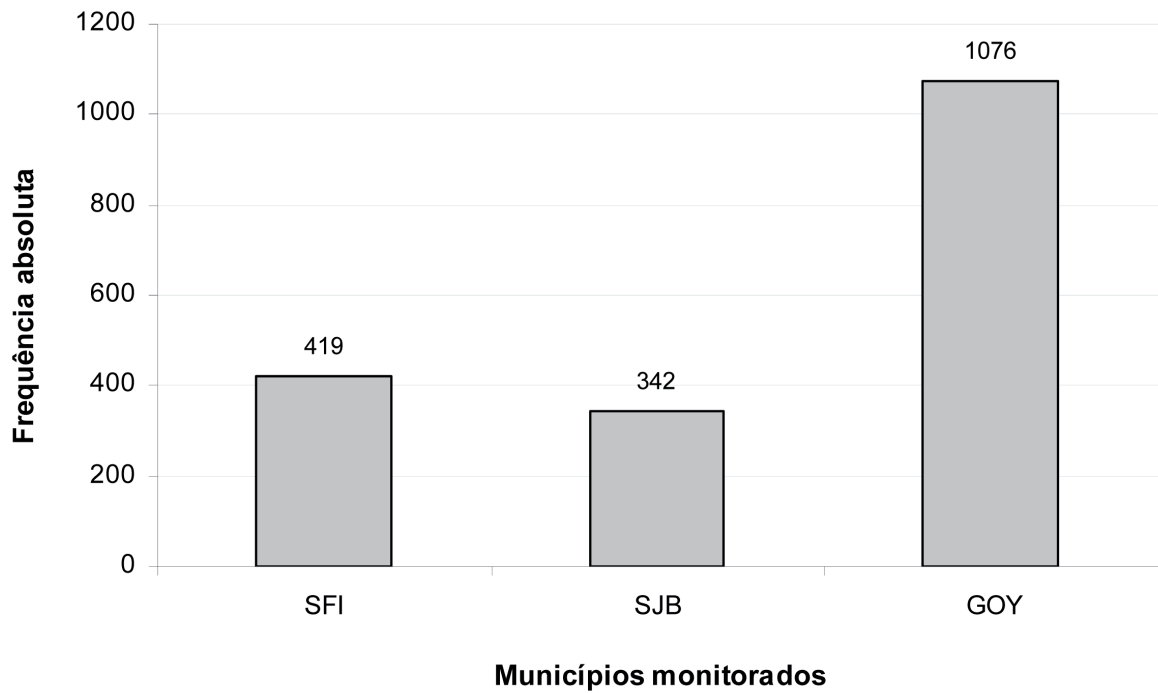


Figura 14 – Frequência absoluta de ninhos de tartarugas marinhas registrados por município monitorado, durante as temporadas reprodutivas de 2008-2009 e 2009-2010, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. Onde: SFI = São Francisco de Itabapoana, SJB = São João da Barra e GOY = Campos dos Goytacazes.

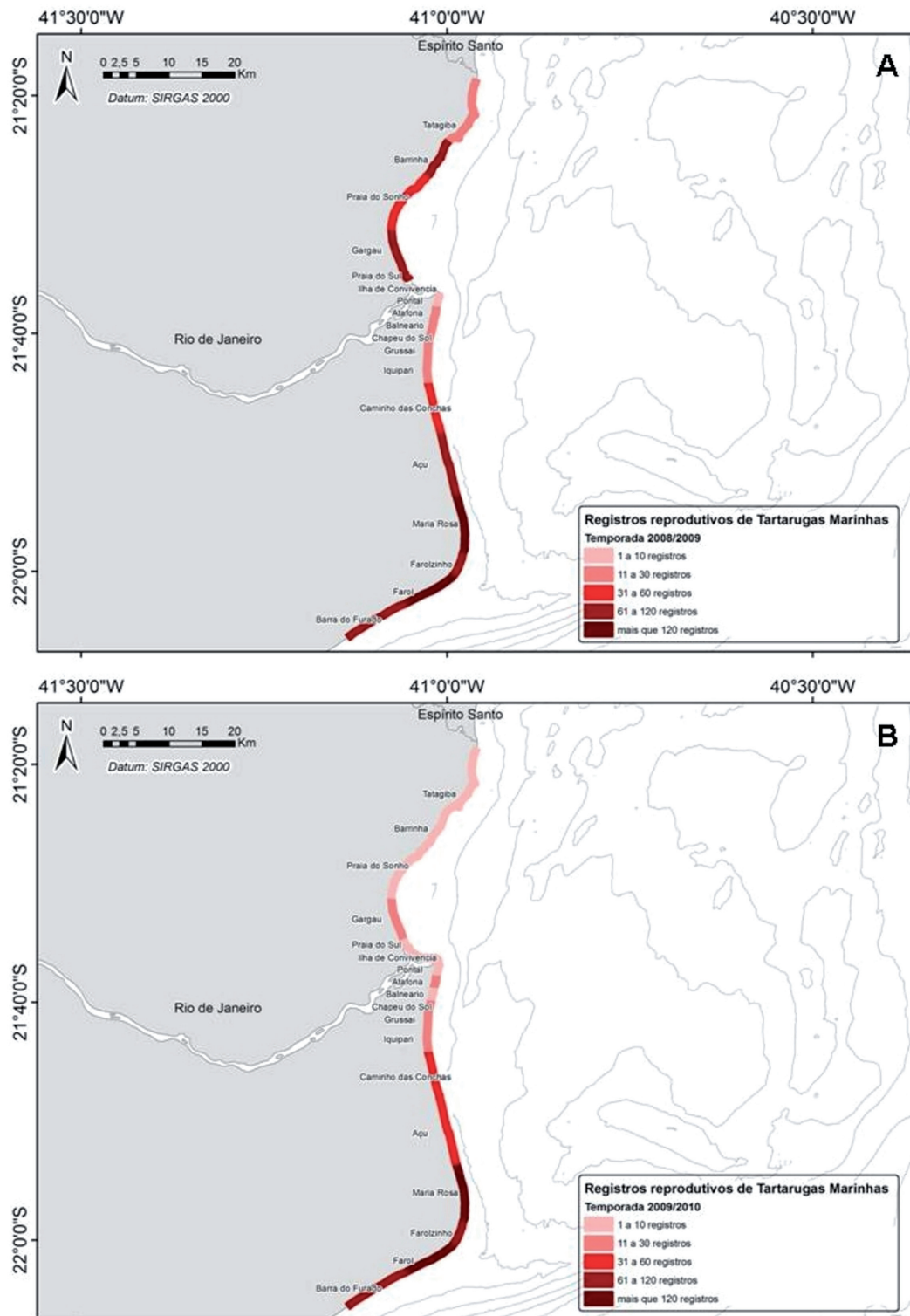


Figura 15 – Concentração de registros de desova de tartarugas marinhas, por praia monitorada pelo Projeto TAMAR/ICMBio, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, durante as temporadas reprodutivas de (A) 2008-2009 e (B) 2009-2010. A área compreendida entre a Praia de Tatagiba e a Ilha da Convivência pertence ao município de São Francisco de Itabapoana; entre as Praias do Pontal e do Açú, ao município de São João da Barra; e entre a Praia de Maria Rosa e Barra do Furado, ao município de Quissamã.

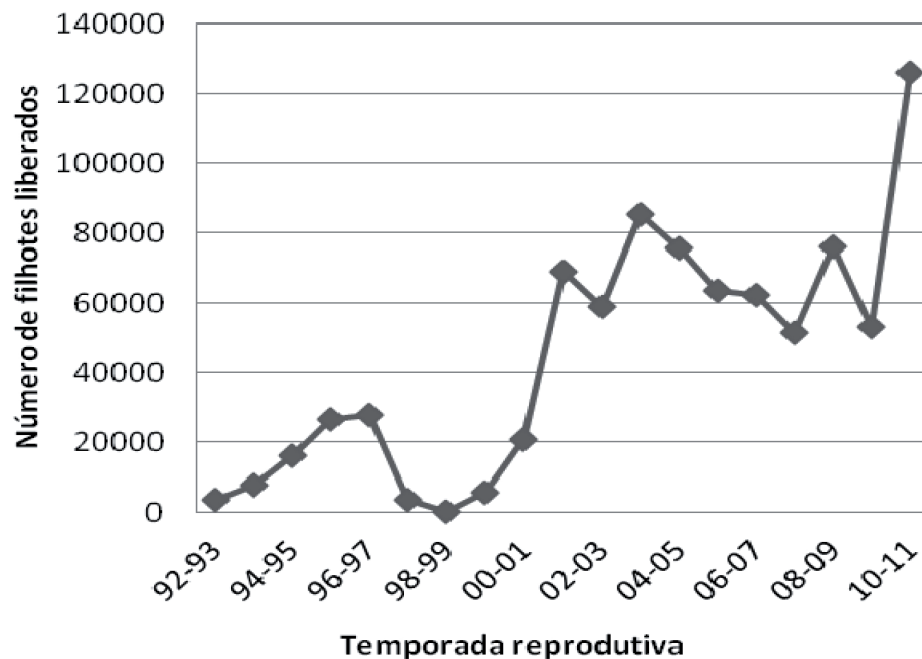


Figura 16– Número de filhotes de tartarugas marinhas liberados por temporada reprodutiva no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, entre 1992 e 2011.

Conclusões

A coleta sistemática de informações de encalhe de quelônios marinhos na região centro-norte do estado do Rio de Janeiro é inédita, apresentando grande importância para o entendimento do uso da área pelas diferentes espécies, assim como para a maior compreensão acerca das principais ameaças a suas populações e, conseqüentemente, para o desenvolvimento e difusão de medidas mitigadoras.

Essa região apresenta uma importância adicional para a conservação das tartarugas marinhas em função de ser o limite meridional de distribuição das desovas de *C. caretta* na costa brasileira (Marcovaldi e Chaloupka, 2007; Lima *et al.*, 2012) e por apresentar evidências de ser uma área na qual ocorre a maior proporção de machos entre os filhotes produzidos, favorecendo o equilíbrio na razão sexual das populações desta espécie (Marcovaldi *et al.*, 1997; Lima *et al.*, 2012).

Como já mencionado, além de ser uma das áreas prioritárias de reprodução de *C. caretta* no Brasil (Marcovaldi e Chaloupka, 2007; Lima *et al.*, 2012), o litoral centro-norte fluminense também é considerado uma relevante área de alimentação e desenvolvimento para juvenis de *C. mydas* e corredor de passagem para outras espécies de tartarugas. Em virtude do fenômeno de ressurgência em Cabo Frio (Costa e Fernandes, 1993; Valentin, 2001) e do aporte de matéria orgânica prove-

niente do Rio Paraíba do Sul, a região representa uma potencial zona de alimentação para todas as espécies de tartarugas marinhas que ocorrem no Brasil (Reis *et al.*, 2010a). Paralelamente, estudos de telemetria e de marcação e recaptura sinalizam que a região também é utilizada pelas diferentes espécies como parte de sua rota migratória entre sítios de alimentação e reprodução (Almeida *et al.*, 2000; Laporta e Lopez, 2003; Reis *et al.*, 2010b; Almeida *et al.*, 2011b; Banco de Dados TAMAR/SITAMAR, dados não publicados). Os dados de encalhe compilados para a região no presente trabalho refletem tal cenário.

Em relação à sazonalidade desses registros, o predomínio de encalhes no inverno, período seco e com ressurgência fraca está relacionado não somente à ocorrência das espécies na região, mas também e fundamentalmente às condições de vento. A predominância do vento sudoeste no inverno é responsável por deslocar as massas d'água superficiais em direção ao continente, favorecendo o encalhe de carcaças à deriva (Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 1992).

Na região centro-norte fluminense, a principal causa de mortalidade de tartarugas marinhas é representada pela interação com a pesca, particularmente no município de São Francisco de Itabapoana, onde a atividade pesqueira é intensa e há ampla utilização de redes de espera e de arrasto (Masi *et al.*, 2005; Loureiro e Pitanga, 2006). Outras ameaças a esses organismos na região incluem a colisão com embarcações, a interação com resíduos sólidos antropogênicos, a dragagem e o aparecimento de doenças emergentes, tais como a fibropapilomatose. Tais ameaças afetam principalmente indivíduos juvenis da espécie *C. mydas*, em função de seus hábitos essencialmente costeiros (Santos *et al.*, 2011). No decorrer de seu longo e complexo ciclo de vida, as tartarugas marinhas empreendem extensas migrações, alternância de habitats e de recursos alimentares (Márquez, 1990), de forma a interagir com inúmeras atividades antrópicas que, potencialmente, ameaçam a viabilidade de suas populações.

Considerando a importância da região centro-norte fluminense para as diferentes espécies de tartarugas marinhas, tanto como sítio de desova, quanto como de alimentação e passagem, e o potencial impacto das atividades antrópicas sobre suas populações, fica evidente a necessidade de implementação de ações mitigadoras urgentes que reduzam a mortalidade desses organismos, principalmente em decorrência da interação com a pesca. A proteção dos ninhos nas praias de desova vem sendo executada com sucesso pelo Projeto TAMAR/ICMBio na região desde

1992 (Lima *et al.*, 2012). No entanto, é válido ressaltar que a proteção exclusiva de áreas reprodutivas não é suficiente para assegurar a sobrevivência desses organismos e a recuperação de populações depletadas (Crouse *et al.*, 1987). Complementarmente, é necessário compreender os fatores que impactam a sobrevivência das tartarugas marinhas em seus diferentes estágios de vida, de modo a direcionar e implementar esforços conservacionistas eficazes que garantam a conservação dessas espécies ameaçadas de extinção.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os membros das equipes do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos) e do Projeto TAMAR/ICMBio que participaram ativamente dos monitoramentos de praia, coleta de carcaças e processamento de amostras e informações, assim como ao apoio de vários parceiros que contribuíram para a realização deste trabalho, em particular: Secretarias Municipais de Meio Ambiente, Corpos de Bombeiros, Colônias de Pesca e membros das comunidades locais.

Referências Bibliográficas

- Adnyana, W., Ladds, P.W., Blair, D., 1997. Observations of fibropapillomatosis in green turtles (*Chelonia mydas*) in Indonesia. Australian Veterinary Journal 75, 737-742.
- Aguirre, A., Lutz, P.L., 2004. Marine turtles as sentinels of ecosystem health: is fibropapillomatosis an indicator? EcoHealth 1, 275-283.
- Aguirre, A., Balazs, G.H., Zimmerman, B., 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.A., Spraker, T.R., Balaz, G.H., Zimmerman, B., 1998. Spirorchidiasis and fibropapillomatosis in green turtles from Hawaiian Islands. Journal of Wildlife Diseases 34, 91-98.
- Almeida, A.P., Baptistotte, C., Schineider, J.A., 2000. Loggerhead turtle tagged in Brazil found in Uruguay. Marine Turtle Newsletter 87, 10.
- Almeida, A.P., Santos, A.J.B., Thomé, J.C.A., Belini, C., Baptistotte, C., Marcovaldi, M.A., Santos, A.S., Lopez, M., 2011a. Avaliação do estado de conservação da tartaruga marinha *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758) no Brasil. Biodiversidade Brasileira 1, 18-25.
- Almeida, A.P., Eckert, S.A., Bruno, S.C., Scalfoni, J.T., Giffoni, B., López-Mendilaharsu, M., Thomé, J.C.A., 2011b. Satellite-tracked movements of female *Dermochelys coriacea* from southeastern Brazil. Endangered Species Research 15, 77-86.
- Amocho, D.F., Reina, R.D., 2007. Feeding ecology of the East Pacific green sea turtle *Chelonia mydas agassizii* at Gorgona National Park, Colombia. Endangered Species Research 3, 43-51.
- Baptistotte, C., 2007. Caracterização espacial e temporal da fibropapilomatose em tartarugas marinhas da costa brasileira. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, SP, Brasil, 63p.
- Baptistotte, C., Scalfone, J.T., Mrosovsky, N., 1999. Male-producing thermal ecology of a southern loggerhead turtle nesting beach in Brazil: implications for conservation. Animal Conservation. The Zoological Society of London Printed in the United Kingdom 2, 9-13.
-

-
- 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 Conservation and Biology* 4, 523-529.
- Bjorndal, K.A., 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. Pp. 199-232. In: Lutz, P.L., Musick, J.A. (Eds.). *The Biology of Sea Turtles*. Florida: CRC Press, 432p.
- 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, 154-158.
- Bolten, A.B., 2003. Active swimmers – Passive drifters. Pp. 63-78. In: Bolten, A.B., Witherington, B.E. (Eds.). *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Bugoni, L., Krause, L., Petry, M.V., 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1330-1334.
- Bugoni, L., Krause, L., Petry, M.V., 2003. Diet of sea turtles in southern Brazil. *Chelonian Conservation and Biology* 4, 685-688.
- Bugoni, L., Neves, T.S., Leite Jr., N.O., Carvalho, D., Sales, G., Furness, R.W., Stein, C.E., Peppes, F.V., Giffoni, B.B., Monteiro, D.S., 2008. Potential bycatch of seabirds and turtles in hook-and-line fisheries of the Itaipava Fleet, Brazil. *Fisheries Research* 90, 217-224.
- Caetano-Filho, E., 2003. O papel da pesquisa nacional na exploração e exploração petrolífera da margem continental na Bacia de Campos. Pp. 39-94. In: Piquet, R. (Org). *Petróleo, royalties e região*. Rio de Janeiro: Garamond.
- Corcoran, P.L., Biesinger, M.C., Grifi, M., 2009. Plastics and beaches: a degrading relationship. *Marine Pollution Bulletin* 58, 80-84.
- Costa, P.A.S., Fernandes, F.C., 1993. Seasonal and spatial changes of cephalopods caught in the Cabo Frio (Brazil) upwelling ecosystem. *Bulletin of Marine Science* 52, 751-759.
- 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.
- Derraik, J.G.B., 2002. The pollution of the environment by plastic debris: a review. *Marine Pollution Bulletin* 44, 842-852.
-

-
- Dickerson, D., Richardson, J.I., Ferris, J.S., Bass, A.L., Wolf, M., 1991. Entrainment of sea turtles by hopper dredges in Cape Canaveral and King's Bay Ship Channels. *Environmental Effects of Dredging*. 91, 1-9.
- Dickerson, D., Wolters, M., Theriot, C., Slay D., 2004. Dredging impacts on sea turtles in the southeastern USA: A historical review of protection. In: *Proceedings of the World Dredging Congress, Hamburg, Germany*.
- 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. *Journal of Wildlife Diseases* 41, 489-497.
- Fish, M.R., Côté, I.M., Gill, J.A., Jones, A.P., Renshoff, S., Watkinson, A.R., 2005. Predicting the impact of sea-level rise on Caribbean Sea turtle nesting habitat. *Conservation Biology* 19, 482-491.
- Fitzpatrick, T.G., Glass, J.D., Bargo, T.D., Parks, W., 2006. The effects of sea turtle relocation trawling during selected coastal dredging projects. In: *Proceedings of the Twenty-Third Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation, Miami, USA*.
- Gallo, B.M.G., Macedo, S., Giffoni, B.D., 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 Biology* 5, 93-101.
- Gonzalez-Rodriguez, E., Valentin, J.L., Andre, D.L., Jacob, S.A., 1992. Upwelling and downwelling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. *Journal of Plankton Research* 14, 289-306.
- Greenland, J.A., Limpus, C.J., Currie, K.J., 2002. Queensland marine wildlife stranding and mortality database annual report 2001-2002 II. Marine Turtles. Queensland Environmental Protection Agency, 73p.
- Guimarães, S.M., 2012. Captura incidental de tartarugas marinhas na pesca de arrasto de fundo industrial na região sudeste do Brasil. *Dissertação de Mestrado, Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 64p*.
-

-
- Hawkes, L.A., Broderick, A.C., Godfrey, M.H., Godley, B.J., 2007. Investigating the potential impacts of climate change on a marine turtle population. *Global Change Biology* 13, 1-10.
- Hazel, J., Lawler, I.R., Marsh, H., Robson, S., 2007. Vessel speed increases collision risk for the green turtle *Chelonia mydas*. *Endangered Species Research* 3, 105-113.
- Herbst, L.H., 1994. Fibropapillomatosis of marine turtles. *Annual Review of Fish Diseases* 4, 389-425.
- 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. *Journal of Wildlife Diseases* 34, 496-507.
- Holdway, D.A., 2002. The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. *Marine Pollution Bulletin* 44, 185-203.
- Hopkins-Murphy, S.R., Owens, D.W., Murphy, T.M., 2003. Ecology of immature loggerheads on foraging grounds and adults in interesting habitat in the eastern United States. Pp. 79-92. In: Bolten, A.B., Witherington, B.E. (Eds.). *Loggerhead Sea Turtles*. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Ivar-do-Sul, J.A, Costa, M.F., 2007. Marine debris review for Latin America and the Wider Caribbean Region: From the 1970s until now, and where do we go from here? *Marine Pollution Bulletin* 54, 1087-1104.
- Ivar-do-Sul, J.A., Santos, I.R., Friedrich, A.C., Matthiensen, A., Fillmann, G., 2011. Plastic Pollution at a Sea Turtle Conservation Area in NE Brazil: Contrasting Developed and Undeveloped Beaches. *Estuaries and Coasts* 34, 814-823.
- Jablonski, S., 2008. The interaction of the oil and gas offshore industry with fisheries in Brazil: the “stena tay” experience. *Brazilian Journal of Oceanography* 56, 289-296.
- James, M.C., Myers, R.A., Ottensmeyer, C.A., 2005. Behaviour of leatherback sea turtles, *Dermochelys coriacea*, during the migratory cycle. *Proceedings of the Royal Society B* 272, 1547-1555.
-

-
- Kotas, J.E., dos Santos, S., de Azevedo, V.G., Gallo, B.M., Barata, P.C., 2004. Incidental capture of loggerhead (*Caretta caretta*) and leatherback (*Dermochelys coriacea*) sea turtles by the pelagic longline fishery off southern Brazil. Fish Bulletin 102, 93-399.
- 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.
- Laporta, M., Lopez, L., 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.
- Lewinson, R.L., Crowder, L.B., Read, A.J., Freeman, S.A., 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. Trends in Ecology and Evolution 19, 598-604.
- Lima, E.H.S.M., Melo, M.T.D., Barata, P.C.R., 2010. Incidental capture of sea turtles by the lobster fishery off the Ceará Coast, Brazil. Marine Turtle Newsletter 128, 16-19.
- Lima, E.P.E., Wanderlinde, J., Almeida, D.T., Lopez, G.G., Goldberg, D.W., 2012. Nesting ecology and conservation of the loggerhead sea turtle (*Caretta caretta*) in Rio de Janeiro, Brazil. Chelonian Conservation and Biology 11, 249-254.
- López-Barrera, E.A., Longo, G.O., Monteiro-Filho, E.L.A., 2012. Incidental capture of green turtle (*Chelonia mydas*) in gillnets of small-scale fisheries in the Paranaguá Bay, Southern Brazil. Ocean & Coastal Management 60, 11-18.
- Loureiro, J., Pitanga, L., 2006. Humanomar – Pescador, sua arte, sua vida. Organização Abaeté, Casa da Palavra, 128p.
- Manire, C.A., Stacy, B.A., Kinsel, M.J., Daniel, H.T., Anderson, E.T., Wellehan Jr., J.F.X., 2008. Proliferative dermatitis in a loggerhead turtle, *Caretta caretta*, and a green turtle, *Chelonia mydas*, associated with novel papillomaviruses. Veterinary Microbiology 130, 227-237.
- Marcovaldi, M.A., 1991. Sea Turtle Conservation Program in Brazil expands activities. Marine Turtle Newsletter 52, 2-3.
-

-
- Marcovaldi, M.A., Chaloupka, M., 2007. Conservation status of the loggerhead sea turtle in Brazil: an encouraging outlook. *Endangered Species Research* 3, 133-143.
- 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., 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.
- 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. Pp. 246-56. In: Borgese, E.M., Chircop, A., McConnell, M. (Eds.). *Ocean Yearbook* 15. University of Chicago Press, Chicago and London.
- Marcovaldi, M.A., Thomé, J.C., Sales, G., Coelho, C.A, Gallo, B., Bellini, C., 2002. Brazilian plan for reduction of incidental sea turtle capture in fisheries. *Marine Turtle Newsletter* 96, 24-25.
- Marcovaldi, M.A., Sales, G., Thomé, J.C., 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., 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, 223-228.
- 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.
- Margaritoulis, D., Argano, R., Baran, I., Bentivegna, F., 2003. Loggerhead turtles in the Mediterranean Sea: present knowledge and conservation perspectives. Pp. 175-198. In: Bolten, A.B., Witherington, B. (Eds.). *Biology and conservation of loggerhead sea turtles*. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press.
-

-
- 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, Vol. 11. FAO, Rome, 81p.
- Martins, M.R.C., Molina, F.B., 2008. Panorama Geral dos Répteis Ameaçados do Brasil. Pp. 326-377. In: Machado, A.B.M., Drummond G.M., Paglia A.P. (Eds.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção, 1ª Edição. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas.
- Mascarenhas, R., Iverson, P.J., 2008. Fibropapillomatosis in stranded green turtles (*Chelonia mydas*) in Paraíba State, Northeastern Brazil: evidence of a Brazilian epizootic? Marine Turtle Newsletter 120, 3-6.
- Mascarenhas, R., Santos, R., Zeppelini, D., 2004. Plastic debris ingestion by sea turtle in Paraíba, Brazil. Marine Pollution Bulletin 49, 354-355.
- Masi, B.P., Esteves, B.S., Lima, E.P., Wanderlinde, J., 2005 Captura incidental de tartarugas marinhas por rede de emalhe na costa norte do estado do Rio de Janeiro. Congresso Brasileiro de Oceanografia, 2005.
- Milton, S., Lutz, P., 2010. Natural and human impacts on turtles. Pp. 27-34. In: Shigenaka, G. (Ed.). Oil and sea turtles – biology, planning, and response. NOAA's National Ocean Service, Office of Response and Restoration, Hazardous Materials Response Division, 116p.
- Monteiro, D.S. (2004). Encalhes e interação de tartarugas marinhas com a pesca no litoral do Rio Grande do Sul. Monografia de conclusão do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Fundação Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande - RS. Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental (NEMA), 63p.
- Mortimer, J.A., 1982. Feeding ecology of sea turtles. Pp. 103-109. In: Bjorndal, K.A. (Ed.). Biology and Conservation of Sea Turtles. Smithsonian Institute Press, Washington, D.C.
- Mrosovsky, N., Ryan, G.D., James, M.C., 2009. Leatherback turtles: The menace of plastic. Marine Pollution Bulletin, doi:10.1016/j.marpolbul.2008.10.018.
- National Research Council*, 1990. Decline of sea turtles: causes and prevention. Committee on Sea Turtle Conservation. National Academy of Sciences, National Academy Press, Washington, D.C., USA, 280p.
-

-
- Polovina, J.J., Balazs, G.H., Howell, E.A., Parker, D.M., Seki, M.P., Dutton, P.H., 2004. Forage and migration habitat of loggerhead (*Caretta caretta*) and olive ridley (*Lepidochelys olivacea*) sea turtles in the central North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography* 1, 36-51.
- Plotkin, P.T., Wicksten M.K., Amos, A.F., 1993. Feeding ecology of the loggerhead sea turtle *Caretta caretta* in the Northwestern Gulf of Mexico. *Marine Biology* 115, 1-15.
- Pritchard, P.C.H., Mortimer, J.A., 2000. Taxonomía, Morfología Externa e Identificación de las Especies. Pp. 23-44. In: Eckert, K.L., Bjorndal K.A., Abreu-Grobois, F.A., Donnelly, M. (Eds.). Técnicas de Investigación y Manejo para la Conservación de las Tortugas Marinas. IUCN/SSC Publicación No. 4, 270p.
- Reis, E.C., Pereira, C.S., Rodriguez, D.P., Secco, H., Lima, L.M., Rennó, B., Siciliano, S., 2010a. Condição de saúde das tartarugas marinhas do litoral centro-norte do estado do Rio de Janeiro, Brasil: avaliação sobre a presença de agentes bacterianos, fibropapilomatose e interação com resíduos antropogênicos. *Oecologia Australis* 14, 756-765.
- Reis, E.C., Moura, J.F., Lima, L.M., Rennó, B., Siciliano, S., 2010b. Evidence of migratory movements of olive ridley turtles (*Lepidochelys olivacea*) along the Brazilian coast. *Brazilian Journal of Oceanography* 58, 255-259.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., Van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009. Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 364, 1999-2012.
- Sales, G., Giffoni, B.G., 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, 853-864.
- Santos, I.R., Friedrich, A.C., Ivar-do-Sul, J.A., 2009. Marine debris contamination along undeveloped tropical beaches from northeast Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 148, 455-462.
-

-
- Santos, A.S., Almeida, A.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., Thomé, J.C.S.A., Wanderlinde, J., Marcovaldi, M.A., Lopez-Mendilaharsu, M.M., Damasceno, M.T., Barata, P.C.R., Sforza, R., 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação das Tartarugas Marinhas. In: Marcovaldi, M.A., Santos, A.S., Sales, G. (Eds.). Série Espécies Ameaçadas No. 25. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio, 120p.
- Shoop, C.R., Kenney, E.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.
- Silva A.C.C.D., Santos E.A.P., Oliveira F.L.C., Weber M.I., Batista J.A.F., Serafini T.Z., Castilhos J.C., 2011. Satellite-tracking reveals multiple foraging strategies and threats for olive ridley turtles in Brazil. *Marine Ecology Progress Series* 443, 237-247.
- Silva, J.M.C., Bozelli, R.L., Santos, L.F., Lopes, A.F., 2008. Impactos Ambientais da Exploração e Produção de Petróleo na Bacia de Campos, RJ. IV Encontro Nacional da Associação Nacional de Pesquisa e Pós-Graduação em Ambiente e Sociedade (ANPPAS), Brasília, DF, Brasil.
- Soto, J.M.R., Serafini, T.Z., Celini, A.A.O., 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, J.A. (Ed.). *Proceedings of the 22nd Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation*. NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-503, 276p.
- Stahelin, G.D., Hennemann, M.C., Cegoni, C.T., Wanderlinde, J., Lima, E.P., Goldberg, D.W., 2012. Case report: Ingestion of a massive amount of debris by a green turtle (*Chelonia mydas*) in southern Brazil. *Marine Turtle Newsletter* 135, 6-8.
- Thomé, J.C.A., Baptistotte, C., Moreira, L.M.P., Scalfoni, J.T., Almeida, A.P., Rieth, D.B., Barata, P.C.R., 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 Conservation and Biology* 6, 15-27.
- 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, 78p.
-

-
- 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.
- Tomás, J., Guitart, R., Mateo, R., Raga, J.A., 2002. Marine debris ingestion in loggerhead sea turtles, *Caretta caretta*, from the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 44, 211-216
- Tourinho, P.S., Ivar-do-Sul, J.A., Fillmann, G., 2010. Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine Pollution Bulletin* 60, 396-401.
- Valentin, J.L., 2001. The Cabo Frio Upwelling System, Brazil. Pp. 97-105. In: Seeliger, U., Kjerfve, B. (Eds.). *Ecological Studies: Coastal Marine Ecosystems of Latin America*. Berlin Heidelberg, Springer-Verlag, 144p.
- Van Buskirk, J., Crowder, L.B., 1994. Life-history variation in marine turtles. *Copeia* 1, 66-81.
- 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., 2010. Global patterns of marine turtle bycatch. *Conservation Letters* 3, 131-142.
- Weishampel, J.F., Bagley, D.A., Ehrhart, L.M., 2004. Earlier nesting by loggerhead sea turtles following sea surface warming. *Global Change Biology* 10, 1424-1427.
- Work, T.M., Balazs, G.H., 2010. Pathology and distribution of sea turtles landed as bycatch in the Hawaii-based North Pacific pelagic longline fishery. *Journal of Wildlife Diseases* 46, 422-432.
- Work, P.A., Sapp, A.L., Scott, D.W., Dodd, M.G., 2010. Influence of small vessel operation and propulsion system on loggerhead sea turtle injuries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 393, 168-175.
- Wyneken, J., 2001. *The Anatomy of Sea Turtles*. National Oceanic and Atmospheric Administration, U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum NMFS-SEFSC-470, 172p.
-

VII. AVES MARINHAS DA REGIÃO CENTRO-NORTE FLUMINENSE: RIQUEZA, COMPOSIÇÃO, DISTRIBUIÇÃO, SAZONALIDADE E CONSERVAÇÃO

Introdução

Embora os oceanos cubram mais de dois terços da superfície terrestre, apenas cerca de 3% das aves possuem uma associação mais próxima com o ambiente marinho, podendo ser categorizadas como aves marinhas (Schreiber e Burger, 2001; Newton, 2003). No entanto, esse grupo inclui uma quantidade relativamente expressiva de espécies de grande porte entre as quais muitas possuem populações numerosas, incluindo algumas das mais abundantes entre todas as aves. Dessa forma, é possível que a biomassa coletiva das aves marinhas ultrapasse a das aves terrestres (Schreiber e Burger, 2001; Newton, 2003). As aves marinhas possuem grande importância ecológica tendo em vista seu papel de predadoras de topo de cadeia e por grande parte das representantes do grupo empreender migrações de longa distância, interligando ecossistemas distantes milhares de quilômetros (Croxall, 1987; Schreiber e Burger, 2001; Webster, 2002; Brooke, 2004).

A maior parte das aves marinhas é muito sensível a alterações ambientais, situação que possibilita sua utilização como bioindicadoras do estado do ambiente marinho (Furness e Camphuysen, 1997; Burger e Gochfeld, 2004). Diversas análises recentes (e.g. BirdLife International, 2008; WWF, 2008; Anderson *et al.*, 2011) indicam que muitas espécies de aves marinhas vem sofrendo declínios populacionais vertiginosos. Não por acaso, 75% das 22 espécies de albatrozes são classificadas como ameaçadas de extinção (BirdLife International, 2010). As principais ameaças ao grupo incluem a descaracterização ambiental, decorrente principalmente da poluição e ocupação de áreas costeiras, e captura incidental durante a pesca comercial (Schreiber e Burger, 2001; BirdLife International, 2010).

No Brasil, há aproximadamente 148 espécies de aves com algum grau de associação com ambientes costeiros e marinhos (Vooren e Brusque, 1999). Nesta categoria estão incluídos dois subgrupos, usualmente denominados de “aves costeiras” e “aves oceânicas” (Vooren e Brusque, 1999). O primeiro contém espécies que ocorrem principalmente nas planícies arenosas à beira mar ou mesmo na zona de arrebentação, nunca se afastando muito da linha de costa. Já as aves oceânicas habitam principalmente

o alto mar, ambiente pelágico, e ocasionalmente se aproximam da costa “carregadas” por tempestades. Estas aves procuram terra firme, geralmente ilhas oceânicas, apenas durante o período reprodutivo (Sick, 1997; Vooren e Brusque, 1999). As espécies costeiras encontram-se bem distribuídas pelo litoral brasileiro, ocorrendo em grandes concentrações nas costas Norte e Sul do país, atraídas por grandes bancos de sedimentos (Vooren e Brusque, 1999). Por outro lado, a distribuição das espécies oceânicas Atlânticas tende a obedecer um gradiente de riqueza, diminuindo dos pólos em direção ao equador, em consonância com padrões de produtividade marinha (Vooren e Brusque, 1999; Schreiber e Burger, 2001; Newton, 2003). Isso explica a presença de um maior número de espécies oceânicas nas regiões Sul e Sudeste do Brasil e uma relativa pobreza no Nordeste e Norte (Vooren e Brusque, 1999; Lima e Siciliano, 2008).

As dificuldades associadas ao estudo das aves marinhas, sobretudo oceânicas, no Brasil, incluindo principalmente logística e carência de especialistas, fazem desse um dos grupos menos conhecidos da avifauna do país. Embora nos últimos anos tenha ocorrido um aumento considerável de conhecimento, faltam, de modo geral, estudos baseados na coleta sistemática de dados que busquem caracterizar detalhadamente comunidades regionais. Uma grande parte das publicações sobre aves marinhas no Brasil abordam principalmente informações ligadas a registros de distribuição, muitos deles obtidos ocasionalmente (Moraes-Ornellas, 2009). Para a maior parte das espécies, mesmo informações consideradas básicas, como padrões de ocorrência e sazonalidade, ainda precisam ser esclarecidas (Dias *et al.*, 2010). Essa situação compromete análises mais detalhadas sobre aspectos biogeográficos e ecológicos da avifauna marinha brasileira, dificultando também a avaliação de impactos oriundos das atividades antrópicas.

A costa centro-norte fluminense, entre os municípios de Saquarema, próximo às penínsulas de Arraial do Cabo e Armação dos Búzios, e São Francisco de Itabapoana, na divisa com o Estado do Espírito Santo, apresenta uma série de peculiaridades oceanográficas e ambientais. Destacam-se o fenômeno de ressurgência marinha, o estreitamento da plataforma continental, a mudança abrupta de orientação do litoral, e a presença da foz do Rio Paraíba do Sul, características que tornam a região muito interessante em termos ecológicos e biogeográficos. Além disso, cabe ressaltar a presença de diferentes formas de atividades econômicas baseadas no mar cujos impactos sobre a biodiversidade marinha local são precariamente conhecidos. Nesse sentido, se destacam uma expressiva indústria petrolífera, operando principalmente em alto mar, e

indústria portuária e turismo, no litoral. Apesar dessas particularidades, as informações disponíveis sobre as aves marinhas dessa porção da costa fluminense limitam-se a poucos trabalhos dispersos na literatura científica, todos de caráter pontual ou preliminar.

Dentro desse contexto, o presente estudo tem como objetivo caracterizar a comunidade de aves marinhas da região centro-norte do Estado do Rio de Janeiro, incluindo a avaliação da riqueza, composição, distribuição, sazonalidade e a identificação de potenciais ameaças a esses organismos na área de estudo.

Material e Métodos

Dados primários foram coletados através de duas principais abordagens metodológicas: monitoramentos de praia e censos embarcados. Adicionalmente, foram consideradas informações obtidas oportunisticamente através de observações *ad libitum* ou com o auxílio da população local por meio de um programa de notificação de animais marinhos arribados nas praias da região.

Como o termo “ave marinha” tem sido arbitrariamente utilizado por diferentes autores para se referir a distintos conjuntos de espécies, é pertinente apresentar antes algumas definições utilizadas no presente estudo.

Definições

Como as aves marinhas não constituem um grupo monofilético, já que inclui diversos táxons que não possuem relação de parentesco evolutivo, sua definição é arbitrada com base em diferentes critérios. Outra dificuldade relacionada a essa categorização é que existem aves com diferentes graus de associação com o ambiente marinho, incluindo desde espécies que são extremamente dependentes dos recursos desse ambiente e que passam a maior parte do seu ciclo de vida em mar aberto (como albatrozes e petréis), passando a grupos que aproveitam apenas oportunisticamente os recursos marinhos (como garças e até mesmo urubus), e ainda numerosas espécies que vivem na interface entre o ambiente marinho e terrestre (como batuíras e maçaricos) (Vooren e Brusque, 1999). Assim, considerando um sentido mais amplo, muitas espécies poderiam ser classificadas como marinhas.

De acordo com Zotier *et al.* (1999), aves marinhas correspondem a “espécies que são fortemente dependentes de recursos marinhos, se alimentando exclusivamente de presas marinhas, se reproduzindo apenas em ilhas ou na costa e que não forrageiam

em terra ou migram sobre áreas continentais”. Essa definição exclui a maioria das “aves costeiras” e é mais restrita que a utilizada por autores como Vooren e Brusque (1999), mas sendo em grande parte congruente com a adotada por Tuck e Heinzel (1980), Harrison (1985) e Schreiber e Burger (2001). As espécies tratadas no presente estudo atendem, na maior parte dos casos, à definição de Zotier *et al.* (1999) e, em termos taxonômicos, incluem os representantes das famílias Spheniscidae, Diomedidae, Procellariidae, Hydrobatidae, Phaethontidae, Fregatidae, Sulidae, Stercoraridae, Laridae e Sternidae.

Monitoramento de praia

Os monitoramentos de praia consistiram na realização de patrulhas regulares de trechos do litoral com o objetivo de registrar carcaças ou aves combalidas arribadas (Newman *et al.*, 2006). Devido aos custos relativamente baixos e a facilidade logística, se comparados à coleta de dados em alto mar, os monitoramentos de praia são frequentemente utilizados para o estudo e avaliação dos impactos antrópicos, não apenas de comunidades de aves marinhas, mas também de mamíferos e quelônios marinhos (e.g. Mader, 2006; Reis *et al.*, 2010).

Entre janeiro de 2009 e setembro de 2010, foram realizados monitoramentos de praia regulares ao longo do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro pela equipe do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos). Estes monitoramentos foram realizados no âmbito do “Projeto Habitats - Heterogeneidade Ambiental da Bacia de Campos”, coordenado pelo CENPES/PETROBRAS, com o intuito de recolher informações sobre a ocorrência de aves, quelônios e mamíferos marinhos ao longo da área de estudo. A região compreendida entre Praia de Itaúna - Saquarema e Praia Grande - Arraial do Cabo foi monitorada quinzenalmente durante o ano de 2009, assim como a Praia Rasa - Armação dos Búzios e sua extensão norte até a foz do Rio São João (Área A). Adicionalmente, a região entre a Praia de João Francisco e Barra do Furado - Quissamã (Área B) foi monitorada mensalmente durante o ano de 2009, totalizando cerca de 1250 km de área percorrida neste ano (Figura 1). Essas duas áreas alvo (A e B) estão distantes cerca de 80 km. Entre janeiro e abril de 2010, ambas as regiões passaram a ser monitoradas semanalmente e, entre maio e setembro, diariamente, com exceção da área entre Saquarema e Arraial do Cabo, que teve seu monitoramento interrompido neste ano. A região compreendida en-

tre essas duas áreas (A e B) foi monitorada de forma indireta durante todo o período. A intensificação dos monitoramentos em 2010, que totalizou cerca de 12000 km percorridos, teve o intuito de atender ao Licenciamento da Atividade de Perfuração Marítima nos Blocos BM-C-26 e BM-C-27 da Bacia de Campos.

Os monitoramentos foram realizados com o auxílio de veículos tipo “buggy”, deslocando-se a velocidade inferior a 30 km/h ou a pé, preferencialmente em horário de maré baixa. Para auxiliar na localização e observação das aves, foram utilizados binóculos 10x45 e telescópio 30x80, além de equipamento fotográfico profissional para a documentação de eventuais registros. A identificação das espécies foi baseada na experiência acumulada dos pesquisadores e na consulta à literatura especializada (e.g. Harrison, 1985; Howell e Dunn, 2007; Onley e Scofield, 2007). Indivíduos mortos não identificados em nível específico *in situ* foram coletados e identificados a partir de comparações com a literatura.

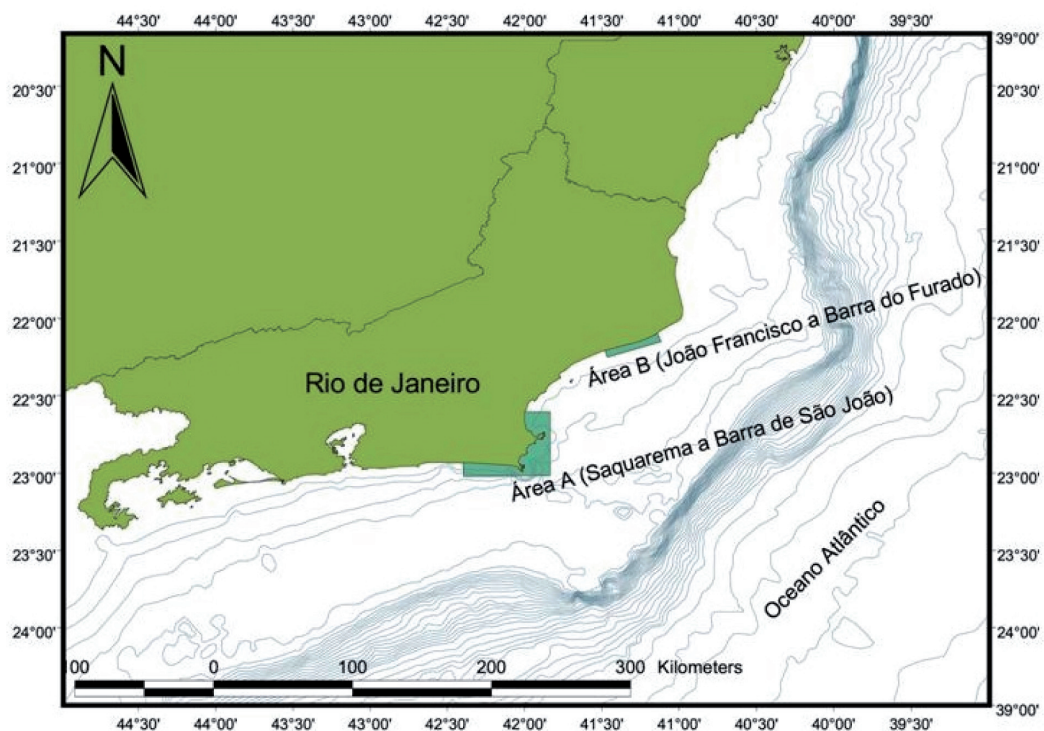


Figura 1 – Áreas diretamente monitoradas pela equipe do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Áreas A e B) no litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro entre 2008 e 2010.

Censo visual embarcado

Além dos monitoramentos de praia, foi realizado o censo visual a partir do embarque em uma campanha oceanográfica, no período entre 16 e 20 de maio de 2009. Censos correspondem à identificação, contagem e registro das espécies encontradas em uma

determinada área em um dado momento (Bibby *et al.*, 2000). Censos embarcados são um dos métodos mundialmente mais utilizados em estudos de caracterização e monitoramento de comunidades de aves marinhas (Bibby *et al.*, 2000). As observações foram realizadas das 6 às 17 horas, com interrupção das atividades das 12 às 14 horas. Além de anotadas as coordenadas geográficas de cada registro, todos os indivíduos detectados durante os censos foram contados e identificados ao nível mais inclusivo possível.

Informações adicionais

As principais fontes de informações *ad libitum* incluíram aves marinhas não arribadas encontradas durante os monitoramentos de praia e advindas de colaboradores através da notificação de animais marinhos encalhados/arribados nas praias da área de estudo. Estas notificações foram provenientes de uma ampla campanha, realizada através da divulgação de um contato telefônico por meio de cartazes e eventual veiculação em mídias locais, que tinha como alvos o público em geral e órgãos governamentais.

Compilação e Análise dos Dados

As informações biológicas vinculadas a cada registro de ave marinha, seja ele oriundo de monitoramento de praia, censo visual ou método adicional, foram registradas em fichas de campo padronizadas e posteriormente compiladas em um banco de dados. As informações primárias foram ainda complementadas com uma extensa revisão bibliográfica cujo principal objetivo foi reunir todos os registros de aves marinhas citados para a área de estudo disponíveis na literatura. A nomenclatura e sequência taxonômica seguiram as recomendações do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO, 2011).

Esse conjunto de informações foi avaliado quanto à riqueza, composição, distribuição e sazonalidade. Adicionalmente, foram apresentados aspectos conservacionistas relacionados a esse grupo de organismos e apresentadas informações separadamente para as espécies de aves marinhas mais abundantes na região centro-norte fluminense. A avaliação do estado de conservação das espécies foi baseada em Machado *et al.* (2008), em âmbito nacional, e IUCN (2012), em âmbito mundial. A determinação do *status* de ocorrência das espécies levou em consideração a disponibilidade de evidências de reprodução. Dessa forma, espécies que não reproduzem na área de estudo foram consideradas visitantes meridionais ou setentrionais, tendo como referência a localização do sítio reprodutivo mais próximo.

Resultados e Discussão

Riqueza de Espécies

Durante os monitoramentos de praia, foram encontradas 896 aves marinhas arribadas, correspondendo a 20 espécies (Figura 2). Durante os censos embarcados, foram obtidos 127 registros referentes a 12 espécies e 495 indivíduos (Figuras 3 e 4). Se considerados em conjunto, os resultados dos monitoramentos de praia e censos embarcados apontam a ocorrência de 21 espécies de aves marinhas na área de estudo. A essas, devem ser acrescentadas seis espécies cujos registros são provenientes de observações *ad libitum*, além de outras 13 com registros disponíveis na literatura, mas que não foram encontradas durante o presente estudo. Dessa forma, o número total de aves marinhas conhecidas para a região centro-norte fluminense atinge 40 espécies, distribuídas em 10 famílias (Tabela 1; Figura 5).

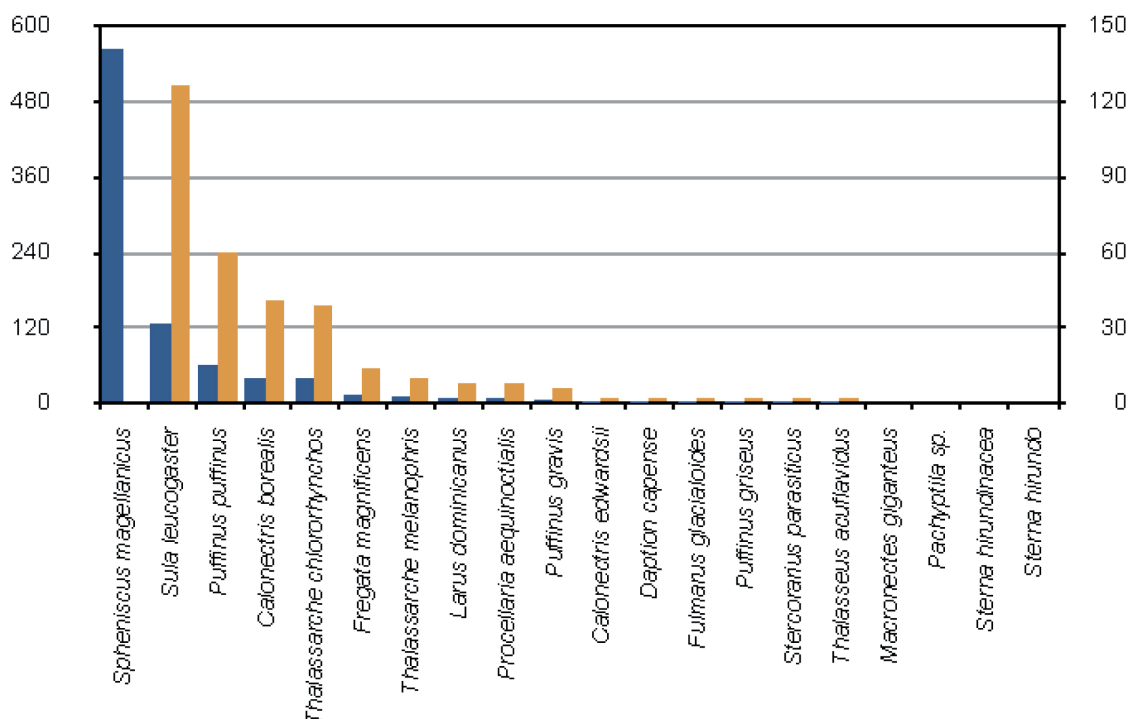


Figura 2 – Total de aves marinhas arribadas por espécie registradas durante monitoramentos de praia na região centro-norte fluminense entre 2008 e 2010. Valores da esquerda correspondem às barras azuis e consideram o total de registros de todas as espécies; valores da direita correspondem às barras amarelas e consideram o total de registros excluindo-se *Spheniscus magellanicus*, a espécie mais abundante.

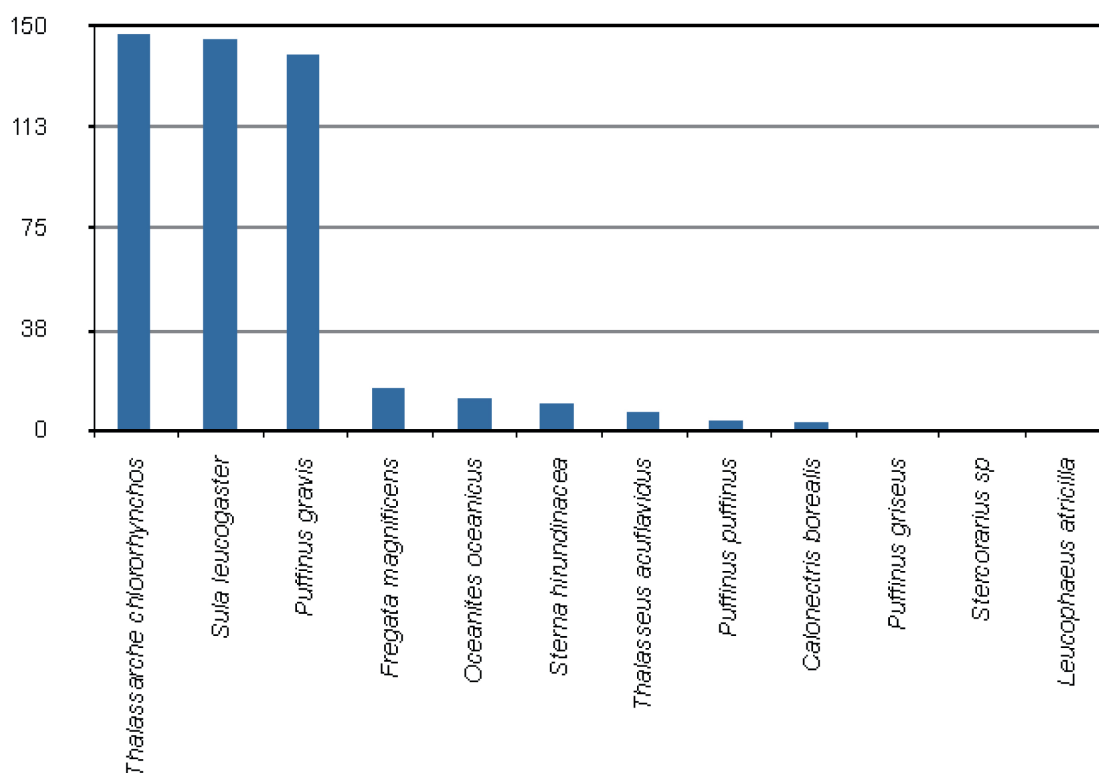


Figura 3 – Número de indivíduos avistados por espécie registrados durante os censos embarcados na região centro-norte fluminense.

Tabela 1 – Aves marinhas da região centro-norte fluminense, indicando status de ocorrência e fontes de registros. Onde: R = residente, VS = visitante meridional, VN = visitante setentrional, P = registros baseados em dados primários, L = registros baseados em informação da literatura, (?) = status desconhecido.

Táxon	Status	Fonte	
		P	L
SPHENISCIDAE Bonaparte, 1831			
<i>Spheniscus magellanicus</i> (Forster, 1781)	VS	X	X
DIOMEDEIDAE Gray, 1840			
<i>Thalassarche chlororhynchos</i> (Gmelin, 1789)	VS	X	X
<i>Thalassarche melanophris</i> (Temminck, 1828)	VS	X	X
<i>Diomedea exulans</i> Linnaeus, 1758	VS		X
PROCELLARIIDAE Leach, 1820			
<i>Macronectes giganteus</i> (Gmelin, 1789)	VS	X	X
<i>Fulmarus glacialis</i> (Smith, 1840)	VS	X	X
<i>Daption capense</i> (Linnaeus, 1758)	VS	X	X
<i>Pterodroma incerta</i> (Schlegel, 1863)	VS		X
<i>Pterodroma macroptera</i> (Smith, 1840)	VS		X
<i>Halobaena caerulea</i> (Gmelin, 1789)	VS		X
<i>Pachyptila desolata</i> (Gmelin, 1789)	VS		X
<i>Pachyptila belcheri</i> (Mathews, 1912)	VS		X
<i>Procellaria aequinoctialis</i> Linnaeus, 1758	VS	X	X
<i>Procellaria conspicillata</i> Gould, 1844	VS		X
<i>Calonectris borealis</i> (Cory, 1881)	VN	X	X
<i>Calonectris edwardsii</i> (Oustalet, 1883)	VN	X	
<i>Puffinus griseus</i> (Gmelin, 1789)	VS	X	X
<i>Puffinus gravis</i> (O'Reilly, 1818)	VS	X	X
<i>Puffinus puffinus</i> (Brünnich, 1764)	VN	X	X
HYDROBATIDAE Mathews, 1912			
<i>Fregatta grallaria</i> (Vieillot, 1818)	VS		X
<i>Oceanites oceanicus</i> (Kuhl, 1820)	VS	X	X
[<i>Oceanodroma castro</i> (Harcourt, 1851)]	VN		X
PHAETHONTIDAE Brandt, 1840			
<i>Phaethon aethereus</i> Linnaeus, 1758	VN		X
FREGATIDAE Degland & Gerbe, 1867			
<i>Fregata magnificens</i> Mathews, 1914	R	X	X
SULIDAE Reichenbach, 1849			
<i>Sula dactylatra</i> Lesson, 1831	VN		X
<i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	R	X	X
STERCORARIIDAE Gray, 1870			
<i>Stercorarius skua</i> (Brünnich, 1764)	VN		X
<i>Stercorarius pomarinus</i> (Temminck, 1815)	VN	X	
<i>Stercorarius parasiticus</i> (Linnaeus, 1758)	VN	X	X
LARIDAE Rafinesque, 1815			
<i>Chroicocephalus cirrocephalus</i> (Vieillot, 1818)	R	X	X
<i>Leucophaeus atricilla</i> (Linnaeus, 1758)	VN	X	X
<i>Leucophaeus pipixcan</i> (Wagler, 1831)	VN	X	
<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	R	X	X
STERNIDAE Vigors, 1825			
<i>Anous stolidus</i> (Linnaeus, 1758)	VN	X	X
<i>Sternula supercilialis</i> (Vieillot, 1819)	?	X	?
<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758	VN	X	X
<i>Sterna paradisaea</i> Pontoppidan, 1763	VN		X
<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	R	X	X
<i>Thalasseus acuffavidus</i> (Cabot, 1847)	VN	X	X
<i>Thalasseus maximus</i> (Boddaert, 1783)	VS	X	X

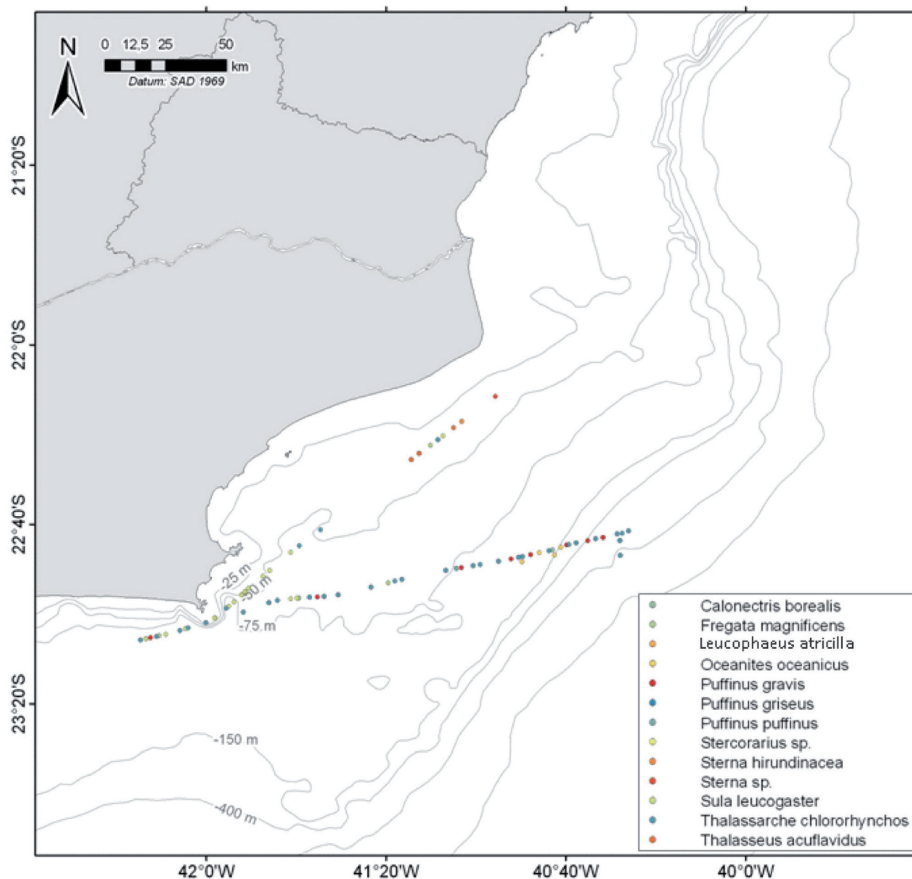


Figura 4 – Espécies de aves marinhas registradas durante os censos embarcados na região centro-norte fluminense.

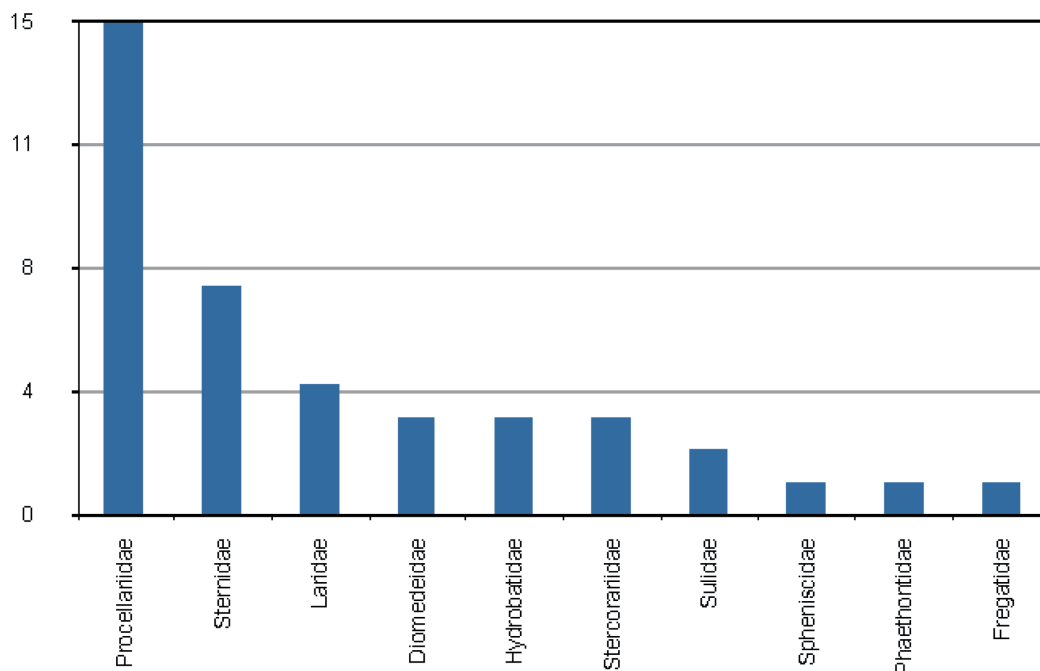


Figura 5 – Total de famílias de aves marinhas registradas na região centro-norte fluminense.

Embora a escassez de estudos similares em território brasileiro dificulte comparações mais detalhadas, é possível atestar que a riqueza de aves marinhas do centro-norte fluminense é comparável àquela presente em áreas do Brasil meridional, que concentra as maiores riquezas de espécies do grupo no país, contrastando com as regiões Norte e Nordeste (Sick, 1997; Vooren e Brusque, 1999). Vooren e Fernandes (1989), por exemplo, reportaram 23 espécies de Procellariiformes ao longo de sete anos de monitoramento em um trecho de 60 km de praia no sul do Rio Grande do Sul. Nesse mesmo estado, Petry e Fonseca (2002) listaram 18 espécies de aves marinhas encontradas durante um ano de monitoramento ao longo de 150 km de costa. Piacentini *et al.* (2005) registraram 13 espécies de aves marinhas migrantes na Baía Norte, litoral central de Santa Catarina. Barbieri (2009) relatou a ocorrência de dez espécies de Procellariiformes na Ilha Comprida, sul do Estado de São Paulo, após um ano de monitoramento de praia; enquanto Olmos *et al.* (1995), em uma revisão das aves marinhas do Estado de São Paulo, listaram 35 espécies. As poucas informações disponíveis para as regiões Norte e Nordeste indicam a presença de 15 espécies em Pernambuco (Carlos *et al.*, 2005) e 27 na região entre o Maranhão e o Amapá (Lima e Siciliano, 2008). Ainda na região Nordeste, cabe citar que Lima *et al.* (2004) registraram, ao longo de seis anos de monitoramento no litoral baiano, 44 espécies de aves marinhas. O número elevado de táxons apresentado por esses autores é provavelmente resultado do longo período de amostragem e de um derramamento de óleo ocorrido na área em 1994, que resultou na mortandade de um grande número de aves.

Composição

A análise da frequência de ocorrência das aves arribadas revelou que as cinco espécies mais abundantes corresponderam a mais de 92% do total de registros. A espécie mais frequente foi *Spheniscus magellanicus* com 63% dos registros, acompanhado por *Sula leucogaster* com 14%, *Puffinus puffinus* com 7%, *Calonectris borealis* com 5% e *Thalassarche chlororhynchos* com 4%. Os resultados dos censos também revelaram a predominância de um número baixo de espécies. Em conjunto, *Thalassarche chlororhynchos* com 30% dos registros, *Sula leucogaster* com 29% e *Puffinus gravis* com 28% somaram 87% dos registros (Figura 6).

A dominância de um número relativamente pequeno de espécies é um padrão esperado em comunidades de aves marinhas fora das áreas reprodutivas, em águas mais

produtivas (Jaquemet *et al.*, 2004). Embora poucas hipóteses tenham sido levantadas para explicar essa situação, é possível que a limitação e competição de recursos nas áreas de invernada restrinjam a abundância de espécies menos competitivas (Croxall, 1987). É interessante notar que as espécies mais frequentes nos monitoramentos de praia e censos embarcados e que ocorrem regularmente na área de estudo possuem diferentes táticas de forrageio. Ainda no que diz respeito à composição de espécies, cabe destacar também que embora represente a terceira espécie mais registrada durante os censos embarcados, *Puffinus gravis* somou apenas seis indivíduos arribados, demonstrando que os resultados obtidos através de monitoramentos de praia podem diferir do observado em alto mar.

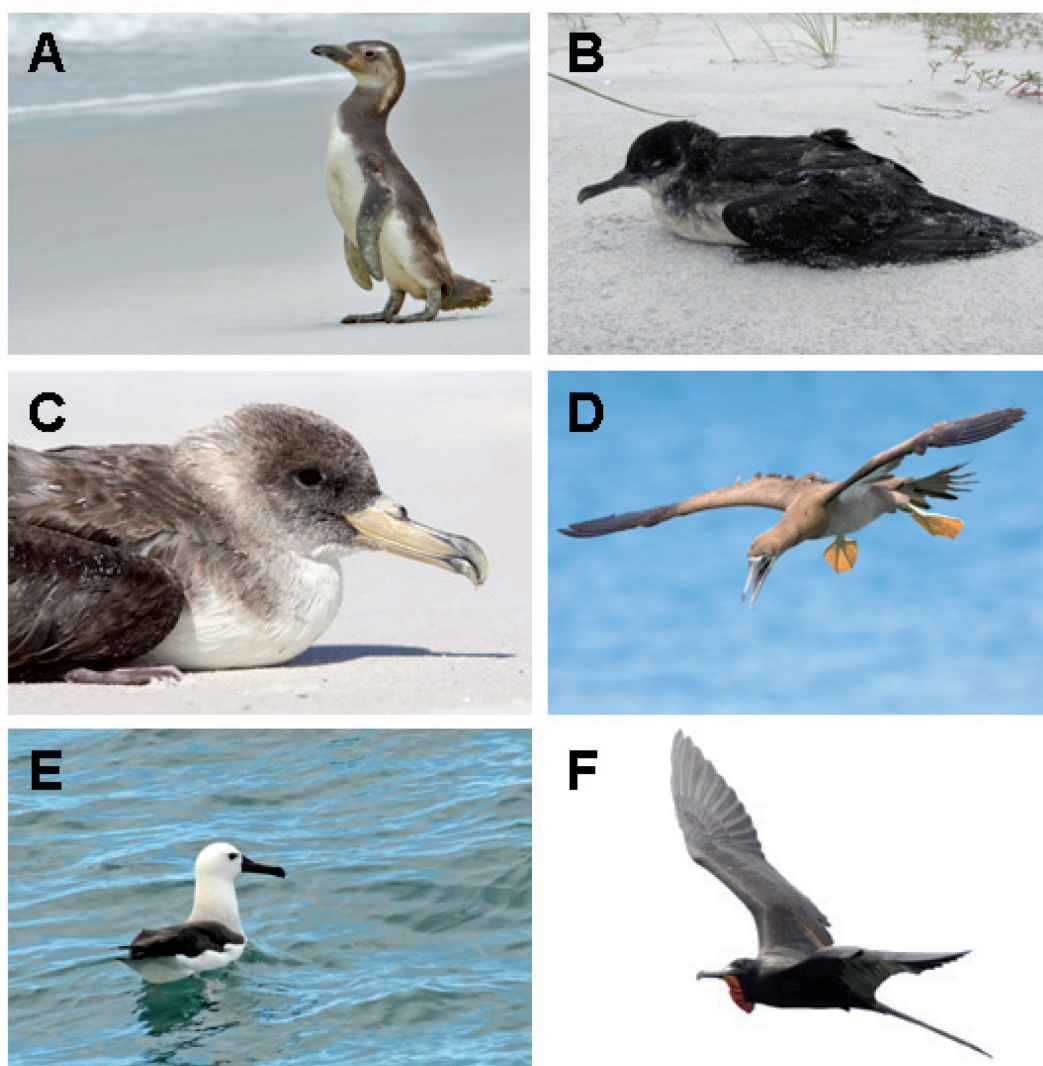


Figura 6 – Algumas das espécies de aves marinhas com maior frequência de ocorrência durante os monitoramentos de praia e censos embarcados efetuados na região centro-norte fluminense entre 2009 e 2010. (A) *Spheniscus magellanicus*, (B) *Puffinus puffinus*, (C) *Fregata magnificens*, (D) *Sula leucogaster*, (E) *Thalassarche chlororhynchos*, (F) *Calonectris borealis*. Fotos de Luciano Lima e Bruno Rennó.

Distribuição

A área entre Saquarema e Barra de São João (Área A; Figura 1) foi responsável por 86% do total de registros obtidos durante os monitoramentos de praia, entre as quais nove espécies foram exclusivas. A área compreendida pelo município de Quissamã (Área B; Figura 1), por sua vez, concentrou 14% dos registros, incluindo duas espécies exclusivas (Tabela 2; Figura 7). Quando comparadas as duas regiões monitoradas, nota-se que a Área A apresentou riqueza de espécies superior a da Área B (Tabela 2). Considerando o fato de que os trechos monitorados em ambas as regiões são em sua maior parte similares, predominando praias de tombo, fica claro que, embora distantes apenas cerca de 80 km, as áreas amostradas possuem grandes diferenças no número de registros e espécies (Tabela 2; Figura 7).

Algumas hipóteses que poderiam explicar as discrepâncias na riqueza e abundância de espécies entre as duas áreas amostradas envolvem: a direção do vento, o estreitamento da plataforma continental e o fenômeno de ressurgência. A direção do vento é um fator que reconhecidamente pode influenciar a deposição de aves marinhas arribadas nas praias (Bibby e Lloyd, 1977; Bibby, 1981). Assim, os ventos oriundos do quadrante sul, que durante o inverno atingem a região centro-norte fluminense em direção ao continente na Área A, e paralelamente à costa na Área B, podem ser os principais responsáveis pela deposição de um maior número de aves arribadas na Área A. Em adição, a menor largura da plataforma continental nessa área pode permitir que aves pelágicas se aproximem mais da costa. Não surpreende, portanto, que durante os censos embarcados, indivíduos de *Thalassarche chlororhynchos* tenham sido observados forrageando a menos de 10 km da costa próximo a Cabo Frio. Finalmente, cabe mencionar ainda que a Área A recebe maior influência do fenômeno de ressurgência marinha que resulta em um aumento da produtividade local, o que pode torná-la mais atraente para as aves (Gonzalez-Rodriguez *et al.*, 1992; Olmos *et al.*, 1995).

Tabela 2 – Aves marinhas registradas através de monitoramentos de praia em cada uma das áreas amostradas na região centro-norte fluminense entre 2009 e 2010. Onde: Área A = área compreendida entre Saquarema e Barra de São João, Área B = área entre a Praia de João Francisco e Barra do Furado, município de Quissamã.

Táxon	Área Monitorada	
	A	B
<i>Spheniscus magellanicus</i> (Forster, 1781)	X	X
<i>Thalassarche chlororhynchos</i> (Gmelin, 1789)	X	X
<i>Thalassarche melanophris</i> (Temminck, 1828)	X	X
<i>Macronectes giganteus</i> (Gmelin, 1789)	X	
<i>Fulmarus glacialis</i> (Smith, 1840)	X	
<i>Daption capense</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Pachyptila</i> sp.	X	
<i>Procellaria aequinoctialis</i> Linnaeus, 1758	X	
<i>Calonectris borealis</i> (Cory, 1881)	X	X
<i>Calonectris edwardsii</i> (Oustalet, 1883)	X	
<i>Puffinus griseus</i> (Gmelin, 1789)	X	X
<i>Puffinus gravis</i> (O'Reilly, 1818)	X	X
<i>Puffinus puffinus</i> (Brünnich, 1764)	X	X
<i>Fregata magnificens</i> Mathews, 1914	X	X
<i>Sula leucogaster</i> (Boddaert, 1783)	X	X
<i>Stercorarius parasiticus</i> (Linnaeus, 1758)	X	
<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	X	
<i>Sterna hirundo</i> Linnaeus, 1758		X
<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	X	
<i>Thalasseus acuffavidus</i> (Cabot, 1847)		X

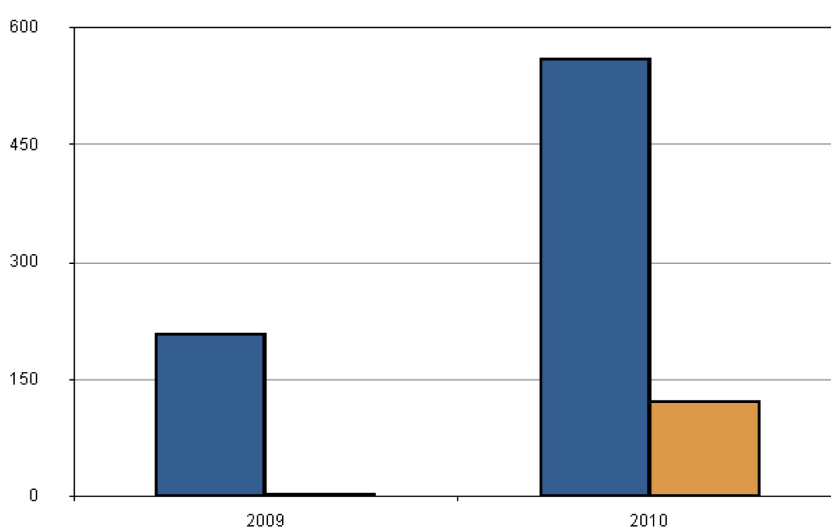


Figura 7 – Número total de aves marinhas registradas durante os monitoramentos de praia nas Áreas A (azul) e B (amarelo) na região centro-norte fluminense entre 2009 e 2010.

Sazonalidade

O intervalo compreendido entre os meses de maio e outubro concentrou 92% dos registros de aves arribadas (Tabela 3; Figura 8). Esse mesmo período também concentrou as maiores riquezas de espécie (Figura 9), demonstrando que o final do outono, inverno e início da primavera correspondem ao período de maior ocorrência e abundância de espécies na região centro-norte fluminense.

De modo similar às diferenças observadas entre as áreas amostradas, a concentração de registros e espécies em um determinado período do ano pode ser explicada por diferentes hipóteses não excludentes. Conforme já mencionado, os ventos oriundos do quadrante sul atingem a região em direção ao continente durante o inverno, principalmente na Área A. Essa hipótese é reforçada pelo maior número de registros de espécies residentes, como *Sula leucogaster* e *Fregata magnificens*, na Área A entre maio e outubro (Tabela 3). Não obstante, o mais provável é que a variável que mais influencie a concentração de registros nesse período seja a presença de um número maior de espécies na região. Dos cinco táxons com maior número de aves arribadas, quatro correspondem a espécies migratórias que, de modo geral, estão presentes na região centro-norte fluminense apenas entre maio e outubro.

Tabela 3 – Distribuição mensal dos registros de aves marinhas arribadas registradas durante monitoramentos de praia na região centro-norte fluminense entre 2009 e 2010.

Espécie	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ
Spheniscus magellanicus	-	-	-	-	-	1	16	197	345	3	2	-
Thalassarche chlororhynchos	-	-	-	-	1	10	6	15	2	5	-	-
Thalassarche melanophris	-	-	-	-	-	-	4	2	3	-	-	-
Macronectes giganteus	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Fulmarus glacialis	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
Daption capense	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
Pachyptila sp.	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
Procellaria aequinoctialis	-	-	-	-	1	-	2	4	-	1	-	-
Calonectris borealis	-	-	-	5	25	11	-	-	-	-	-	-
Calonectris edwardsii	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Puffinus griseus	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-
Puffinus gravis	-	-	-	-	3	2	-	-	-	1	-	-
Puffinus puffinus	1	-	-	1	2	2	-	2	31	17	2	2
Fregata magnificens	4	-	-	1	2	2	1	3	1	-	-	-
Sula leucogaster	10	7	5	9	5	14	20	20	23	4	9	-
Stercorarius parasiticus	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Larus dominicanus	-	1	-	1	1	-	2	1	2	-	-	-
Sterna hirundo	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sterna hirundinacea	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
Thalasseus acutiflavus	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-

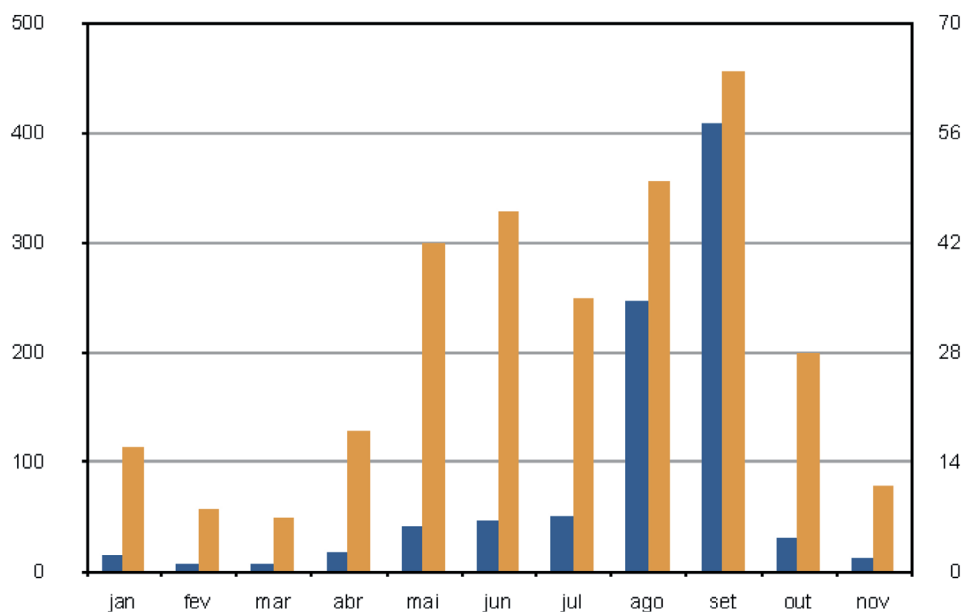


Figura 8 – Total de aves marinhas arribadas registradas mensalmente durante os monitoramentos de praia na região centro-norte fluminense entre 2009 e 2010. Valores da esquerda correspondem às barras azuis e consideram o total de registros de todas as espécies; valores da direita correspondem às barras amarelas e consideram o total de registros excluindo-se Spheniscus magellanicus, a espécie mais abundante.

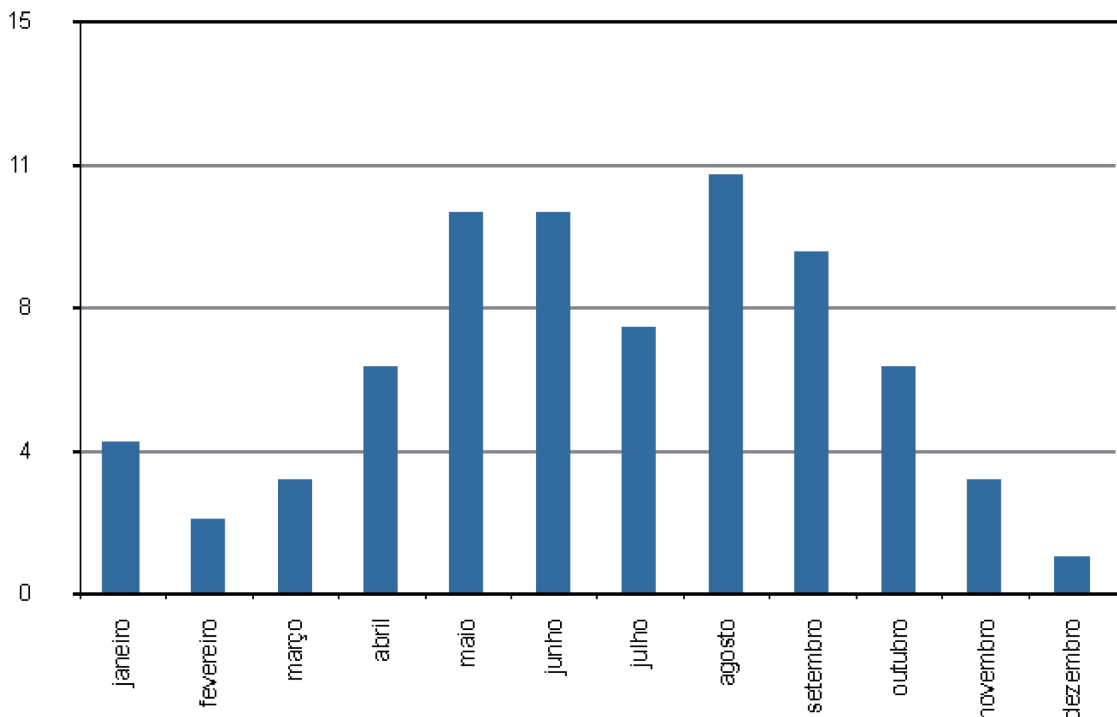


Figura 9 – Total de espécies de aves marinhas arribadas registradas mensalmente durante os monitoramentos de praia na região centro-norte fluminense.

Entre as 40 espécies de aves marinhas com registros disponíveis para o centro-norte fluminense, 12,5% (N = 5) são residentes enquanto a maior parte (85%; N = 34) ocorre na região apenas como visitantes sazonais, onde permanecem durante alguns meses do ano ou passam durante movimentos migratórios entre áreas de reprodução e invernada (Tabela 1). Entre os visitantes sazonais, 37,5% (N = 15) se reproduzem em áreas ao norte da costa fluminense (visitantes setentrionais) e 47,5% (N = 19) em regiões ao sul (visitantes meridionais). O predomínio de visitantes sazonais é esperado em áreas distantes das regiões com águas mais produtivas, onde as aves marinhas tendem a se reproduzir.

Ainda no tocante aos visitantes, a análise da distribuição dos registros das espécies migratórias permite identificar dois grupos. Um é formado por espécies com picos de ocorrência concentrados em um ou dois meses e que aparentemente utilizam a região apenas como área de passagem. O outro é formado por espécies com registros distribuídos mais ou menos igualmente por todos os meses de ocorrência, correspondendo a visitantes que utilizam o centro-norte fluminense como área de invernada regular.

Finalmente, o baixo número de registros de diversos táxons (Figura 2; Tabela 3) sugere que algumas espécies não residentes devam ocorrer como vagantes no centro-norte fluminense, representadas por indivíduos, geralmente jovens, dispersando ou

desviados das rotas migratórias habituais da espécie (Newton, 2008; Frey, 2009). Não obstante, tendo em vista que o presente estudo corresponde ao primeiro que busca caracterizar detalhadamente a comunidade de aves marinhas da região centr-norte fluminense, ainda são necessárias maiores informações a fim de determinar o real *status* de ocorrência de um número razoável de espécies. Entre as espécies mais abundantes encontradas no presente estudo, estão táxons que até pouco tempo eram conhecidos por escassos registros para o Estado do Rio de Janeiro, como *Calonectris borealis* (Pacheco e Maciel, 1995).

Aspectos Conservacionistas

Dez espécies com registros disponíveis para a área de estudo são consideradas ameaçadas ou quase ameaçadas em âmbito nacional e/ou internacional (Tabela 4). Muitas populações de aves marinhas têm sofrido acentuado declínio populacional nas últimas décadas, o que justifica o fato de diversas espécies se encontrarem em delicado estado de conservação. Algumas das principais ameaças às aves marinhas em escala global também impactam diretamente populações na região centro-norte fluminense. Entre essas, é possível destacar a poluição e degradação do ambiente marinho e a captura incidental por artes de pesca, além de ameaças que precisam ser melhor investigadas, como a atração exercida pelas plataformas de produção e exploração de petróleo sobre as aves marinhas.

Tabela 4 – *Aves marinhas com ocorrência na região centro-norte fluminense consideradas ameaçadas ou quase ameaçadas de extinção em âmbito nacional (Machado et al., 2008) e/ou mundial (IUCN, 2012) e suas categorias de ameaça. Onde: NT = quase ameaçada; VU = vulnerável, EN = em perigo.*

Espécie	Mundial	Brasil
<i>Spheniscus magellanicus</i>	NT	-
<i>Diomedea exulans</i>	VU	VU
<i>Thalassarche chlororhynchos</i>	VU	EN
<i>Thalassarche melanophris</i>	VU	EN
<i>Procellaria aequinoctialis</i>	VU	VU
<i>Procellaria conspicillata</i>	EN	VU
<i>Puffinus griseus</i>	NT	-
<i>Pterodroma incerta</i>	VU	VU
<i>Phaethon aethereus</i>	-	VU
<i>Thalasseus maximus</i>	-	VU

Uma importante ameaça à conservação das aves marinhas, especialmente Procellariiformes, inclui a captura e morte incidental durante atividades de pesca. Estima-se que anualmente 320000 aves morram todos os anos após terem sido fisgadas em anzóis, situação que tem levado a drásticas reduções populacionais de diversas espécies (Anderson *et al.*, 2011). As principais artes de pesca que capturam aves no Brasil são a pesca com espinhel de superfície e de fundo. Ambas praticadas por embarcações que operam na área de estudo. Além dessas, outros tipos de pescarias também representam risco para as aves. Em abril de 2010, em menos de 20 minutos de observação, cinco *Puffinus gravis* foram fisgados através de pesca com vara por embarcação em atividade em alto mar nas proximidades de Cabo Frio (Figura 10A).

A presença de grande quantidade de material sintético no trato digestivo de aves marinhas em diferentes pontos da costa brasileira também é um problema presente na área de estudo (Petry e Fonseca, 2002; Barbieri, 2009). Além de ingerir, as aves podem interagir com materiais sintéticos de outras formas, incluindo emalhe e enroscamento em redes e linhas. Um jovem de *Thalassarche chlororhynchos*, por exemplo, encontrado ainda vivo durante monitoramento de praia em agosto de 2009, estava completamente enrolado em linha de nylon e veio a óbito logo após recolhimento (Figura 10B).

Ainda em relação aos impactos causados por poluição, apenas 3% das aves registradas durante os monitoramentos de praia estavam oleadas. Entre essas, 90% foram registradas em agosto/setembro de 2010 e foram atingidas por uma mancha de óleo derramada no mar na mesma época próximo a Cabo Frio. Apenas duas aves oleadas foram registradas na Área B, enquanto as 31 restantes se concentraram na Área A (Figuras 10D e 11). Um dos registros de ave oleada para a Área B foi efetuado durante o mesmo período do derramamento de Cabo Frio. Embora represente um problema, se confrontada com as informações disponíveis para outros pontos do litoral brasileiro (*e.g.* Petry e Fonseca, 2002; Rodrigues *et al.*, 2010) ou mesmo fora do país (Hampton *et al.*, 2003; Zydalis *et al.*, 2006), a porcentagem de aves oleadas registradas no litoral centro-norte fluminense pode ser considerada relativamente baixa.

Além das ameaças já destacadas, a presença de um grande número de plataformas de exploração e produção de petróleo na região centro-norte fluminense pode ter impactos diretos, mas ainda mal compreendidos sobre populações de aves marinhas (Figura 10C). Diversos autores (*e.g.* Wiese *et al.*, 2001; Burke *et al.*, 2005; Rich e Longcore, 2005) indicam que as plataformas podem atrair as aves por diferentes

motivos, incluindo concentração de presas, iluminação noturna gerada por luzes e queimadores e outras fontes visuais. A mortalidade de aves atraídas por plataformas é conhecida e pode ocorrer por conta de choque contra estruturas e queimadores ou contaminação por óleo (Wiese *et al.*, 2001). Concentrações de aves marinhas já foram observadas próximo a plataformas na região centro-norte fluminense e funcionários eventualmente reportam o encontro de aves incapacitadas de voar. Nesse contexto, e conforme sugerido por Wiese *et al.* (2001) para a região noroeste do Atlântico Norte, é recomendável a implementação de um programa de monitoramento visando avaliar o real impacto de instalações de exploração e produção de petróleo sobre as aves marinhas na região centro-norte fluminense.

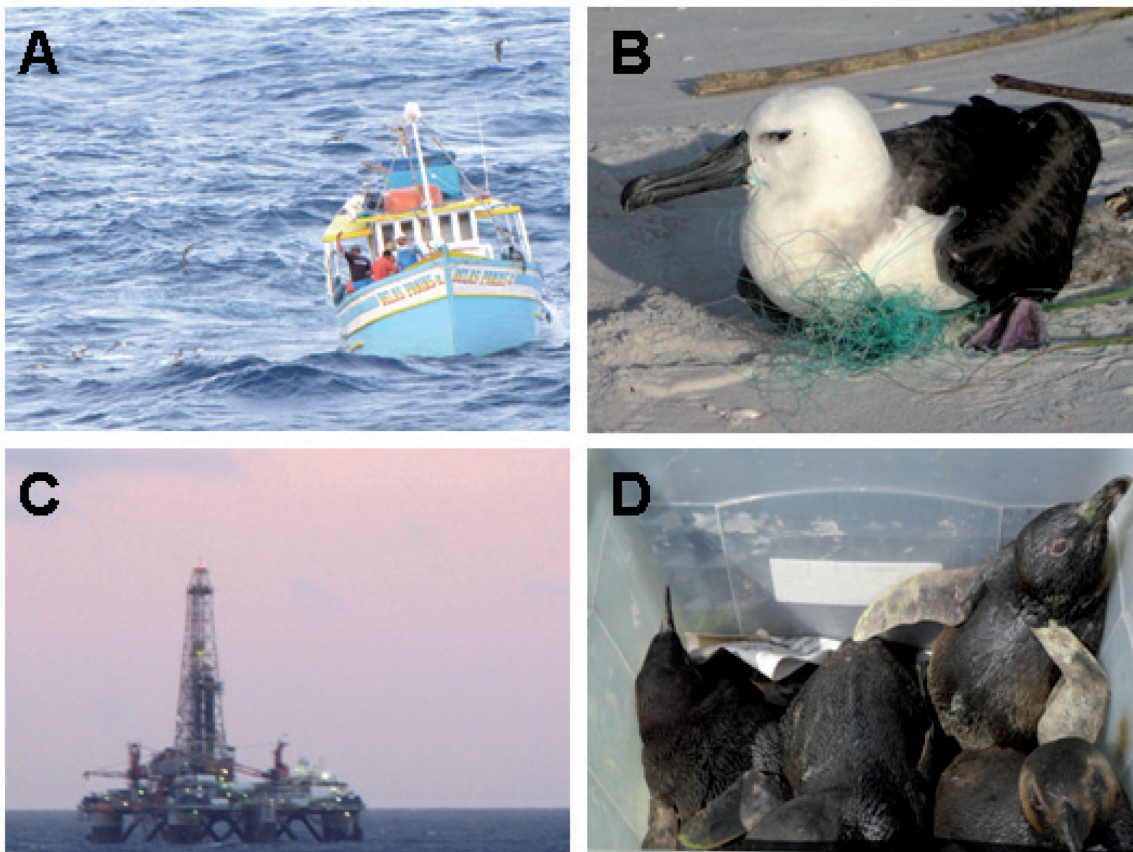


Figura 10 – Potenciais ameaças às aves marinhas na região centro-norte fluminense. (A) *Stercorarius pomarinus* e *Puffinus gravis* acompanhando barco pesqueiro atrás de descartes, (B) *Thalassarche chlororhynchos* encontrado durante monitoramento de praia enrolado em linha de pesca, (C) Plataforma de exploração de petróleo em atividade na região centro-norte fluminense, potenciais impactos relacionados à atração de aves pelas plataformas necessitam ser investigados, (D) *Spheniscus magellanicus* oleados encontrados em agosto de 2010 após derramamento de óleo próximo a Cabo Frio. Fotos de Luciano Lima.

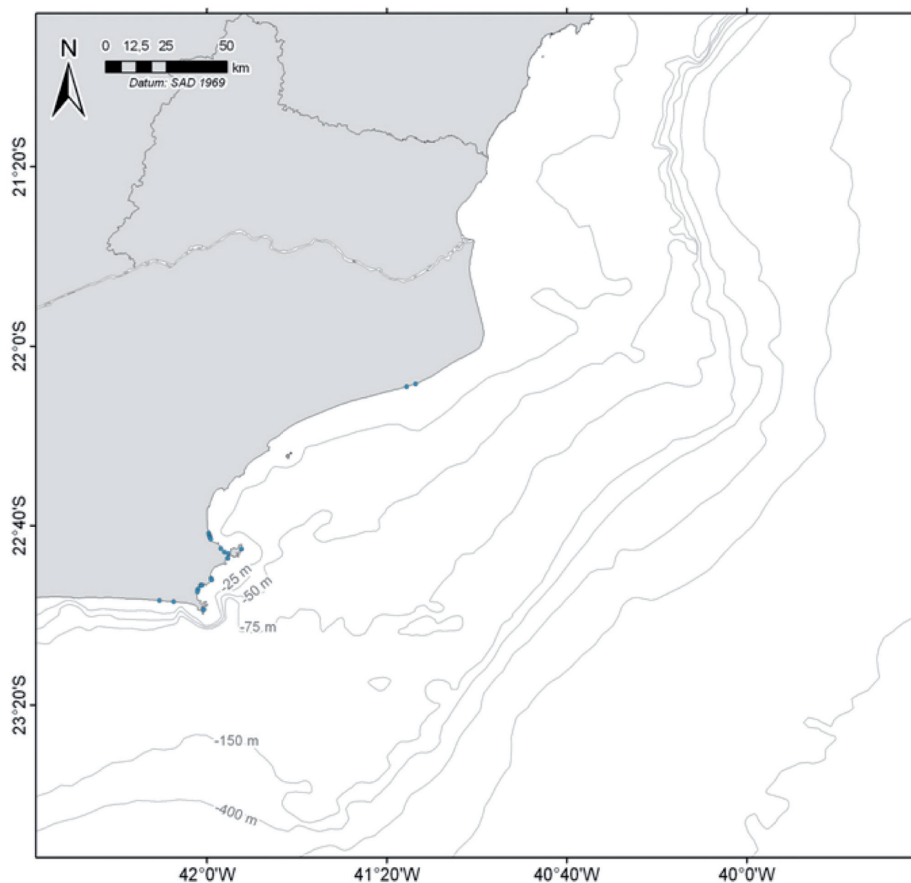


Figura 11 – Registros de aves marinhas oleadas na região centro-norte fluminense entre 2009 e 2010.

Compilação de Informações por Espécie

A seguir, são apresentadas informações sobre a ocorrência, sazonalidade e conservação das espécies mais abundantes de aves marinhas documentadas na região centro-norte fluminense entre 2009 e 2010, assim como daquelas cujos registros são raros ou inéditos para a área de estudo.

Família Spheniscidae

Spheniscus magellanicus

Spheniscus magellanicus foi a espécie mais abundante durante os monitoramentos de praia. Os 564 indivíduos registrados correspondem a 63% de todas as aves marinhas arribadas encontradas durante os monitoramentos. A maior parte dos registros se concentrou nos meses de agosto e setembro (Tabela 3), dentro do período habitual de ocorrência da espécie em águas brasileiras (Sick, 1997). Predominaram indivíduos jovens. Apenas um adulto foi registrado. O total de animais registrados

durante os monitoramentos de praia aumentou quase 14 vezes entre os anos monitorados, sendo que o ano de 2010 concentrou 93% dos registros. Variações anuais na taxa de indivíduos arribados estão dentro do esperado para o litoral brasileiro, onde geralmente ocorre um predomínio de estações com número relativamente baixo de indivíduos, mas que eventualmente dão lugar à chegada em massa e mortandade de pinguins (García-Borboroglu *et al.*, 2010). Esta espécie foi a mais afetada por um derramamento de óleo ocorrido nas proximidades de Cabo Frio em agosto de 2010 (Figura 10D), representando quase 90% do total de aves oleadas registradas nas praias após o acidente.

Embora ainda represente motivo de surpresa para o público em geral, a ocorrência de pinguins-de-magalhães no Estado do Rio de Janeiro está documentada desde a recuperação de ossos, datados em até quatro mil anos, em sambaquis construídos por povos nativos do litoral centro-norte fluminense (Kneip, 1994). As principais colônias reprodutivas da espécie estão localizadas na Patagônia Argentina. Após o período reprodutivo, adultos e jovens migram rumo ao norte acompanhando padrões de deslocamento de suas principais presas, como *Engralius anchoita* (García-Borboroglu *et al.*, 2010). Durante sua migração, a espécie atinge a costa brasileira, se concentrando em maior abundância em águas da região Sul, mas ocorrendo frequentemente até o Estado do Rio de Janeiro. Reduções populacionais observadas nas colônias reprodutivas fizeram com que a espécie fosse considerada “quase ameaçada” em âmbito mundial (IUCN, 2012).

Anos com elevadas taxas de pinguins mortos coincidem com a presença de indivíduos em regiões muito ao norte de sua área de ocorrência habitual, como por exemplo, em Pernambuco (Carlos *et al.*, 2005). As causas desses fenômenos de mortandade ainda não são completamente conhecidas, mas acredita-se que estejam relacionadas à redução na disponibilidade de presas causada por eventos climáticos, situação que força os pinguins, especialmente os jovens, a se deslocarem mais em busca de alimento. Muitos indivíduos, já debilitados pela longa viagem, não encontram alimento suficiente em águas mais quentes e acabam chegando debilitados ou mortos às praias (García-Borboroglu *et al.*, 2010). O estado de desnutrição crítico da maior parte dos indivíduos encontrados na área de estudo reforça essa hipótese. Em adição, necropsias realizadas em cerca de 30 carcaças frescas também demonstraram a presença de grandes quantidades de parasitos no trato digestório de praticamente todos os animais, condição compartilhada por grande parte dos indivíduos

arribados na costa brasileira durante o ano de 2008, quando ocorreu uma grande mortandade de indivíduos (García-Borboroglu *et al.*, 2010).

Família Diomedidae

Thalassarche chlororhynchos

Thalassarche chlororhynchos foi a quinta espécie mais abundante durante os monitoramentos de praia, com 39 registros no total, distribuídos entre o início de maio e início de outubro (Tabela 3). A espécie foi a mais abundante durante os censos embarcados com 147 indivíduos registrados. A distribuição regular dos registros de aves arribadas demonstra que as águas fluminenses representam uma área de invernada usual de pelo menos parte da população desse migrante meridional. *T. chlororhynchos* se reproduz apenas na Ilha Gough e em Tristão da Cunha e ilhas próximas. A espécie está sofrendo um declínio populacional nas últimas três gerações de cerca de 58%, o que justifica sua classificação como “em perigo” em âmbito nacional e internacional (Neves *et al.*, 2006).

Na região centro-norte fluminense, *T. chlororhynchos* foi quase quatro vezes mais abundante durante os monitoramentos de praia que seu congênere, *T. melanophris*, situação oposta ao observado em monitoramentos de praia conduzidos no sul de São Paulo e Rio Grande do Sul (Petry e Fonseca, 2002; Barbieri, 2009). *T. chlororhynchos* parece preferir águas mais quentes que outros albatrozes, o que explicaria uma maior abundância da espécie em águas mais ao norte (Neves *et al.*, 2006). De fato, o padrão observado na região centro-norte fluminense é recorrente nos resultados de monitoramento de praia conduzidos em áreas ainda mais ao norte, como na Bahia (Lima *et al.*, 2004).

Thalassarche melanophris

Dez indivíduos foram registrados durante os monitoramentos de praia e outros dois, a partir de notificações pela população local. Diferente de *T. chlororhynchos*, a espécie não foi registrada durante os censos embarcados. As ocorrências se distribuíram entre o início de junho e meados de agosto (Tabela 3). Embora menos abundante que seu congênere, os resultados demonstram a ocorrência regular desse migrante meridional nas águas da região centro-norte fluminense, conforme já sugerido por outros autores, mesmo sem dados sistemáticos (Sick, 1997; Olmos *et al.*, 1995).

A distribuição regular dos registros ao longo desse período demonstra que as águas fluminenses representam uma área usual de invernada da espécie.

É relevante a predominância de indivíduos jovens não apenas na área de estudo, mas também em outros pontos da costa brasileira, como em São Paulo (Olmos *et al.*, 1995). É plausível que jovens e adultos invernem em regiões diferentes, assim como ocorre entre machos e fêmeas (BirdLife International, 2004). As principais colônias reprodutivas da espécie estão localizadas nas Ilhas Malvinas/Falkland e estima-se que a espécie esteja sofrendo um declínio populacional de 50% ao longo de três gerações, o que justifica sua classificação como “vulnerável” nacionalmente e “em perigo” mundialmente.

Família Procellariidae

Macronectes giganteus

Os dois registros de *M. giganteus* obtidos através de monitoramento de praia em agosto de 2010 se somam às escassas informações publicadas para a espécie no Estado do Rio de Janeiro (Pinto, 1978; Aguirre e Aldrighi, 1983; Olmos, 2002a; Maciel, 2009). Existe ainda um registro não publicado de um indivíduo jovem arribado vivo em Campos dos Goytacazes em julho de 2005. A irregularidade dos registros parece indicar que a presença desse migrante meridional é ocasional em águas fluminenses, podendo ser considerado um vagante. A espécie é considerada “vulnerável” mundialmente (IUCN, 2012).

Calonectris borealis

Calonectris borealis foi a quarta espécie mais abundante durante os monitoramentos de praia, com um total de 41 registros, além de três indivíduos observados durante os censos embarcados. Embora as ocorrências tenham se distribuído entre abril e junho, é possível observar um pico de registros em maio, que concentrou mais de 60% dos indivíduos da espécie encontrados nos monitoramentos de praia (Tabela 3). Esse padrão é indicativo de que a ocorrência da espécie na região centro-norte fluminense esteja aparentemente associada a indivíduos de passagem entre as áreas de reprodução e invernada. *C. borealis* se reproduz entre maio e novembro em ilhas da Macaronésia e Mediterrâneo, migrando após o período reprodutivo para águas produtivas do Atlântico Sul, com populações invernando tanto do lado da América do

Sul quanto da África (González-Solis *et al.*, 2007). Considerando que os primeiros indivíduos começam a chegar às áreas reprodutivas a partir do final de fevereiro e que a viagem de retorno dura em média 10 dias (Granadeiro, 1991; González-Solis *et al.*, 2007), o período de pico de ocorrência da espécie na região centro-norte fluminense e em outros pontos da costa brasileira (e.g. Rio Grande do Sul, Petry *et al.*, 2000) não coincide com o que seria esperado para o ciclo migratório normal da espécie. Dessa forma, é provável que a presença de uma grande concentração de *C. borealis* no outono/inverno em águas brasileiras esteja aparentemente relacionada a indivíduos jovens que, por não terem o compromisso de se reproduzir, empreendem seus deslocamentos em período e rota diferentes dos adultos. Essa hipótese é reforçada pelo fato de que a maior parte dos indivíduos anilhados da espécie recuperados na costa do Brasil corresponde a jovens (Olmos, 2002a).

Puffinus puffinus

No total, 60 registros de *Puffinus puffinus* foram obtidos durante os monitoramentos de praia, representando a terceira espécie mais abundante. Embora existam ocorrências para janeiro, abril, maio, junho, agosto, setembro, outubro, novembro e dezembro, é possível observar um pico de ocorrência em setembro/outubro, que concentrou 80% dos registros (Tabela 3). Assim como em *C. borealis*, esse padrão é indicativo de que a ocorrência da espécie na região centro-norte fluminense esteja associada a indivíduos de passagem entre as áreas de reprodução e invernada. Um indivíduo recuperado em outubro de 2009 na Praia Rasa, Armação dos Búzios, havia sido anilhado ainda no ninho na Ilha Bardsey, País de Gales, em setembro de 1978. Até onde foi possível constatar, esse é o representante mais velho da espécie recuperado no Brasil (Olmos, 2002a). *P. puffinus* se reproduz entre maio e setembro em ilhas no oeste do Atlântico Norte, migrando após o período reprodutivo para águas produtivas do Atlântico Sul, especialmente próximo à foz do Rio da Prata (Harris, 1966; Guilford *et al.*, 2009). O período de pico de ocorrência da espécie na região centro-norte fluminense coincide com o período de deslocamento da espécie rumo às áreas de invernada, demonstrando que a área é um importante ponto de passagem da espécie durante sua rota migratória (Guilford *et al.*, 2009).

Calonectris edwardsii

As duas aves desta espécie registradas durante monitoramentos de praia em janeiro de 2009 e maio de 2010 representam os primeiros registros da espécie para o Estado do Rio de Janeiro (Figura 12A). A ocorrência desse migrante setentrional, cujas áreas reprodutivas estão restritas a Ilha de Cabo Verde no sudoeste do Atlântico Norte, era desconhecida no Brasil até recentemente (Petry *et al.*, 2000). Atualmente, a espécie é conhecida no país por poucos registros, até então limitados aos Estados do Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo e Bahia e distribuídos entre março e julho (Olmos, 2002b). São necessárias maiores informações para avaliar o *status* de ocorrência da espécie em águas brasileiras.

Família Stercorariidae

Stercorarius pomarinus

Embora não registrado durante os monitoramentos de praia e censos embarcados, cerca de 15 indivíduos foram observados em abril de 2010 a partir de uma plataforma petrolífera em alto mar nas proximidades de Cabo Frio (Figura 12B). Essas representam as primeiras informações sobre a ocorrência da espécie no Estado do Rio de Janeiro. Embora historicamente a espécie tenha sido considerada rara em território brasileiro, com o primeiro registro para o país divulgado apenas no início da década de 1970 (Escalante, 1972), registros efetuados nos últimos anos demonstraram que *Stercorarius pomarinus* parece ser muito mais comum em águas brasileiras do que anteriormente pensado (Olmos, 2002c).

Família Sterniidae

Anous stolidus

Um indivíduo foi registrado em Armação dos Búzios em março de 2010 e pelo menos outras duas aves foram observadas a partir da praia em Arraial do Cabo em março de 2009 (Figura 12C), juntamente com outras aves marinhas em associação de pesca com um grupo de baleias-de-Bryde (*Balaenoptera edeni*). Esses registros se somam às escassas informações publicadas para a espécie no Estado do Rio de Janeiro (Teixeira *et al.*, 1988; Pacheco e Rajão, 1995). Embora mais informações sejam necessárias para avaliar o *status* da espécie na área de estudo, é possível que sua ocorrência esteja relacionada a indivíduos vagantes.

Família Lariidae*Leucophaeus pipixcan*

Dois indivíduos, um adulto e um jovem, foram registrados em setembro de 2010 em Quissamã (Figura 12D). Essas informações representam o primeiro registro da espécie no Estado do Rio de Janeiro e se juntam às poucas disponíveis no Brasil, sendo a espécie considerada um vagante no país (Dias *et al.*, 2010; CBRO, 2011).

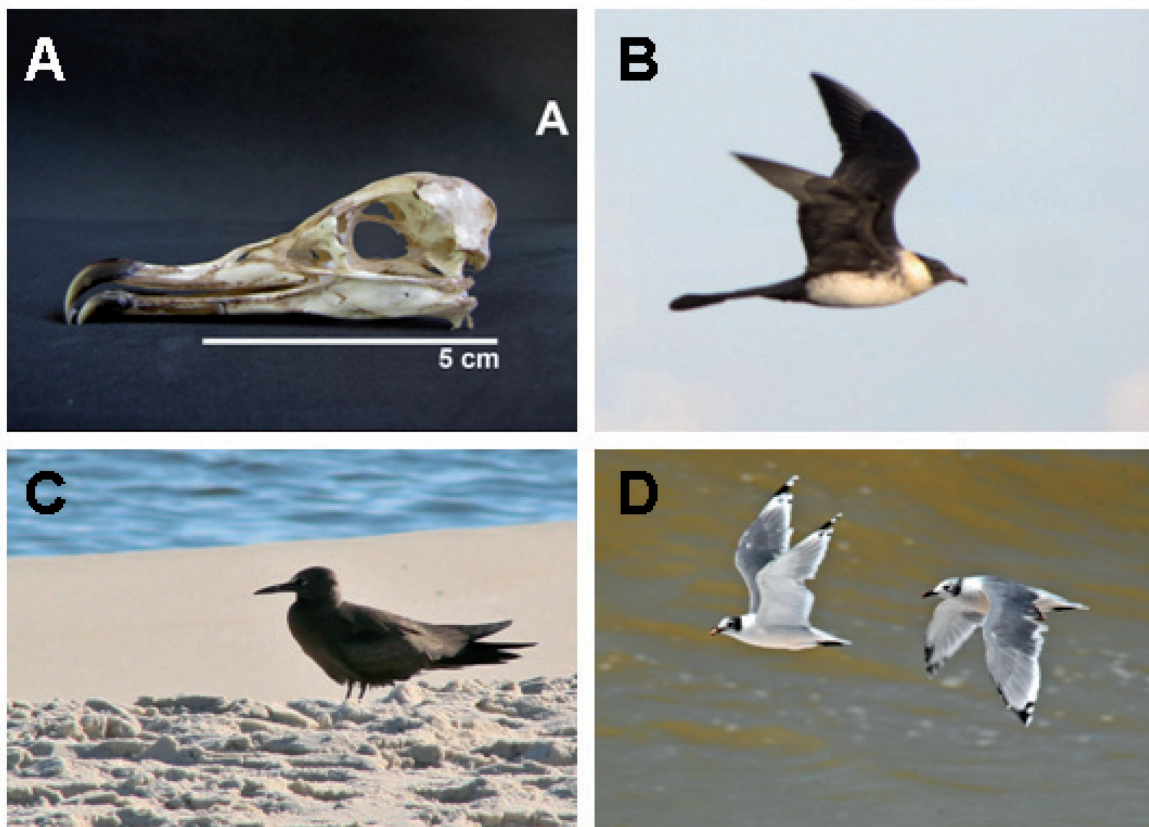


Figura 12 – Evidências documentais da ocorrência na região centro-norte fluminense de aves marinhas inéditas ou raras no Estado do Rio de Janeiro. (A) Crânio de *Calonectris edwardsii* coletado na Praia Grande, Arraial do Cabo, em janeiro de 2009, (B) *Stercorarius pomarinus*, registrado em alto mar a partir de uma plataforma petrolífera localizada na altura de Cabo Frio em abril de 2010, (C) *Anous stolidus*, registrado durante monitoramento na Praia Grande, Arraial do Cabo, em março de 2009, (D) *Leucophaeus pipixcan*, registrados durante monitoramento na Praia de João Francisco, Quissamã, em setembro de 2010. Fotos de Luciano Lima e Bruno Rennó.

Conclusões

A região centro-norte fluminense, com 40 espécies de aves marinhas registradas até o momento, se destaca como uma das áreas do Brasil com maior riqueza de espécies do grupo. Embora apresente elevado número de espécies, mais de 90% das aves arribadas registradas durante os monitoramentos de praia corresponderam a apenas cinco táxons.

Apesar de distantes apenas cerca de 80 km, as duas áreas amostradas apresentaram diferenças marcantes na riqueza e abundância de espécies. Esse fato pode ser explicado por diferenças no regime de ventos que atingem a região em diferentes épocas do ano e por características oceanográficas locais que tornam a área entre Saquarema e Barra de São João mais atraente para as aves.

Além de concentrar 90% das aves arribadas registradas durante os monitoramentos de praia, o período compreendido entre maio e outubro apresentou maior número de espécies. Embora esse resultado possa ser influenciado também por regimes de vento, a principal explicação reside no fato de que o final do outono, o inverno e o início da primavera correspondem às estações com maior número de táxons presentes na região centro-norte fluminense, incluindo diversas espécies migratórias.

Apenas 12,5% (N = 5) das espécies que ocorreram na área de estudo são residentes, a maior parte (47,5%; N = 19) é de migrantes meridionais, incluindo também um número expressivo de migrantes setentrionais (37,5%; N = 15). O predomínio de espécies migratórias pode estar relacionado com a distância da área de estudo de sítios reprodutivos atraentes para grande parte das espécies. Essa situação, no entanto, ressalta a importância conservacionista da região por se tratar de uma área de invernada e/ou passagem de diversas espécies.

Dez espécies com ocorrência na área de estudo são consideradas ameaçadas ou quase ameaçadas em âmbito nacional e/ou internacional. As ameaças que colocam em risco as populações de aves marinhas na região centro-norte fluminense parecem corresponder às mesmas que afetam espécies do grupo em diferentes partes do mundo, e incluem a poluição e degradação do ambiente marinho e a captura e morte incidental pela indústria pesqueira. Nesse contexto, ainda é necessário o monitoramento dos potenciais impactos relacionados à atração de aves pelas numerosas plataformas petrolíferas em atividade na região.

Finalmente, os registros de diversas espécies consideradas raras ou mesmo desconhecidas em âmbito estadual, demonstram o desconhecimento existente sobre aves marinhas em território brasileiro. Dessa forma, fica evidente a importância de estudos visando caracterizar as comunidades de aves marinhas regionais. Além disso, recomenda-se a implementação de programas de monitoramento de aves marinhas na área de estudo capazes de auxiliar à construção de séries históricas de dados que permitam avaliar com exatidão os impactos causados pelas diferentes atividades humanas no ambiente marinho.

Agradecimentos

Agradecemos a todos os membros da equipe do GEMM-Lagos/FIOCRUZ (Grupo de Estudos de Mamíferos Marinhos da Região dos Lagos) que participaram ativamente dos monitoramentos de praia, coleta de carcaças e processamento de amostras e informações, assim como ao apoio de vários parceiros que contribuíram para a realização deste trabalho, em particular: Secretarias Municipais de Meio Ambiente, Corpos de Bombeiros, Colônias de Pesca e membros das comunidades locais.

Referências Bibliográficas

- Aguirre, A.C., Aldrichi, A.D., 1983. Catálogo das aves do Museu da Fauna. Primeira parte. Rio de Janeiro: Editora Brasil-América.
- Anderson, O.R., Small, C.J., Croxall, J.P., Dunn, E.K., Sullivan, B.J., Yates, O., et al., 2011. Global seabird bycatch in longline fisheries. *Endangered Species Research* 14, 91-106.
- Barbieri, E., 2009. Occurrence of Plastic Particles in Procellariiforms, South of São Paulo State (Brazil). *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52, 341-348.
- Bibby, C.J., 1981. An experiment on the recovery of dead bird from the North Sea. *Ornis Scandinavica* 12, 261-265.
- Bibby, C., Lloyd, C.S., 1977. Experiment to determine the fate of dead birds at sea. *Biological Conservation* 12, 295-309.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D., Hill, D.A., Mustoe, S.H., 2000. *Bird census techniques* (Second ed.). London: Academic Press.
-

-
- BirdLife International, 2004. Tracking ocean wanderers: the global distribution of albatrosses and petrels. Results from the Global Procellariiform Tracking Workshop, 1–5 September, 2003, Gordon's Bay, South Africa. Cambridge: BirdLife International.
- BirdLife International, 2008. State of the world's birds: indicators for our changing world. Cambridge: BirdLife International.
- BirdLife International, 2010. Marine important bird areas: priority sites for the conservation of biodiversity. Cambridge: BirdLife International.
- Brooke, M., 2004. The food consumption of the world's seabirds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 271, S246-S248.
- Burger, J., Gochfeld, M., 2004. Marine Birds as Sentinels of Environmental Pollution. *EcoHealth* 1, 263-274.
- Burke, C., Davoren, G.K., Montevecchi, W.A., Wiese, F.K., 2005. Seasonal and spatial trends of marine birds along support vessel transects and at oil platforms on the Grand Banks. In: Armsworthy, S.L., Cranford, P.J., Lee, K. (eds.). *Offshore oil and gas environmental effects monitoring: approaches and technologies*. Columbus: Battelle Press.
- Carlos, C.J., Fedrizzi, C.E., Azevedo-Júnior, S.M., 2005. Notes on some seabirds of Pernambuco state, north-east Brazil. *Bulletin of the British Ornithologists' Club* 125, 140-147.
- CBRO, 2011. Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos, Listas das aves do Brasil. 10ª Edição. Disponível em <<http://www.cbro.org.br>>.
- Croxall, J.P., 1987. *Seabirds: feeding ecology and role in marine ecosystems*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Dias, R.A., Agne, C.E., Gianuca, D., Gianuca, A., Barcellos-Silveira, A., Bugoni, L., 2010. New records, distribution and status of six seabird species in Brazil. *Iheringia Série Zoologia* 100, 379-390.
- Escalante, R., 1972. First Pomarine Jaeger specimen from Brazil. *Auk* 89, 663-665.
- Frey, J.K., 2009. Distinguishing range expansions from previously undocumented populations using background data from museum records. *Diversity and Distributions* 15, 183-187.
-

-
- Furness, R.W., Camphuysen, C.J., 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES Journal of Marine Science* 54, 726-737.
- García-Bordoroglu, P., Boersma, P.D., Ruoppolo, V., Silva, R., Adornes, A., Contesena, D., et al., 2010. Magellanic penguin mortality in 2008 along the SW Atlantic coast. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1652-1657.
- González-Solis, J., Croxall, J.P., Ruiz, O.D., 2007. Trans-equatorial migration and mixing in the wintering areas of a pelagic seabird. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 297-301.
- Gonzalez-Rodriguez, E., Valetin, J.L., André, D.L., Jacob, S.A., 1992. Upwelling and downwelling at Cabo Frio (Brazil): comparison of biomass and primary production responses. *Journal of Plankton Research* 14, 289-306.
- Granadeiro, J.P., 1991. The breeding biology of Cory's shearwater on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13, 30-39.
- Guilford, T., Meade, J., Willis, J., Phillips, R.A., Boyle, D., Roberts, et al., 2009. Migration and stopover in a small pelagic seabird, the Manx shearwater *Puffinus puffinus*: insights from machine learning. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, doi 10.1098/rspb.2008.1577.
- Hampton, S., Kelly, P., Carter, H.R., 2003. Tank vessel operations, seabirds and chronic oil pollution in California. *Marine Ornithology* 31, 29-34.
- Harris, M.P., 1966. Breeding biology of Manx Shearwater *Puffinus puffinus*. *IBIS The International Journal of Avian Science* 108, 17-33.
- Harrison, P., 1985. *Seabirds: an identification guide*. Boston: Houghton Mifflin Company.
- Howell, N.G., Dunn, J., 2007. *Gulls of the Americas*. New York: Houghton Mifflin Company.
- IUCN, 2012. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2012.1. Disponível em <<http://www.iucnredlist.org>>. Acessado em junho de 2013.
- Jaquemet, S., Le Corre, M., Weimerskirch, H., 2004. Seabird community structure in a coastal tropical environment: importance of natural factors and fish aggregating devices (FADs). *Marine Ecology Progress Series* 268, 281-292.
-

-
- Kneip, L. M., 1994. Cultura material e subsistência das populações pré-históricas de Saquarema, RJ. Documentos de trabalho, Série Arqueologia, MN/UFRJ, 1.
- Lima, L.M., Siciliano, S., 2008. Aves Marinhas da Região Norte do Brasil. In Coleção Síntese do Conhecimento Sobre a Margem Equatorial Amazônica. Niterói: Universidade Federal Fluminense.
- Lima, P.C., Grantsau, R., Ferreira, R.C., Santos, S.S., 2004. Occurrence and mortality of seabirds along the northern coast of Bahia, and the identification key of the Procelariiformes order and Stercorariidae. CETREL, Salvador.
- Machado, A.B., Drummond, G.M., Paglia, A.P., 2008. Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (Vol. 2). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Fundação Biodiversitas.
- Maciel, E., 2009. Aves do Município do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Technical Books Editora.
- Mader, A., Sander, M., Balbão, T.C., 2006. Atividade antrópica associada a mortalidade de mamíferos marinhos no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. Biodiversidade Pampeana 4, 24-28.
- Moraes-Ornellas, V.S., 2009. Uma análise de 20 anos de produção acadêmica brasileira sobre aves marinhas. Atualidades Ornitológicas, 152.
- Neves, T., Bugoni, L., Rossi-Wongtschowski, C.L., 2006. Aves oceânicas e suas interações com a pesca na Região Sudeste-Sul do Brasil. São Paulo: Instituto Oceanográfico-USP.
- Newman, S.H., Harris, R.J., Tseng, F.S., 2006. Beach surveys past, present, and future: toward a global surveillance network for stranded seabirds. Marine Ornithology 34, 87-90.
- Newton, I., 2003. The speciation and biogeography of birds. London: Academic Press.
- Newton, I., 2008. The migration ecology of birds. London: Academic Press.
- Olmos, F., 2002a. Non-breeding seabirds in Brazil: a review of band recoveries. Ararajuba 10, 31-42.
- Olmos, F., 2002b. At-sea records of Cape Verde Shearwaters *Calonectris edwardsii* in Brazil. Atlantic Seabirds 4, 77-80.
-

-
- Olmos, F., 2002c. Pomarine Jaegers *Stercorarius pomarinus* wintering off Brazil. *Atlantic Seabirds* 4, 73-76.
- Olmos, F., Martuscelli, P., Silva e Silva, R., Neves, T., 1995. The sea-birds of São Paulo, southeastern Brazil. *Bulletin of the British Ornithologist's Club* 115, 117-128.
- Onley, D., Scofield, P., 2007. *Albatrosses, petrels e shearwaters of the world*. Princeton: Princeton University Press.
- Pacheco, J.F., Maciel, N.C., 1995. Segundo registro de *Calonectris diomedea* no Estado do Rio de Janeiro e um sumário de suas aparições na costa brasileira. *Ararajuba* 3, 82-83.
- Pacheco, J.F., Rajão, H.B., 1995. Novos registros do trinta-réis-escuro, *Anous stolidus* para o Estado do Rio de Janeiro. *Atualidades Ornitológicas*, 66.
- Petry, M., Fonseca, V.S., 2002. Effects of human activities in the marine environment on seabirds along the coast of Rio Grande do Sul, Brazil. *Ornitologia Neotropical* 13, 137-142.
- Petry, M.V., Bugoni, L., Fonseca, V.S., 2000. Occurrence of the Cape Verde Shearwater *Calonectris edwardsii* on the Brazilian coast. *Bulletin of the British Ornithologist's Club* 120, 198-204.
- Piacentini, V.Q., Wedekin, L., Daura-Jorge, F.G., 2005. Petrels, skuas and other migrant seabirds in a coastal bay in Santa Catarina state, southern Brazil. *Cotinga* 24, 55-59.
- Pinto, O.M., 1978. *Novo catálogo das aves do Brasil. Primeira Parte*. São Paulo: Empr. Gráf. Revista dos Tribunais.
- Reis, E.C., Pereira, C.S., Rodrigues, D.P., Secco, H.K., Lima, L.M., Rennó, B., et al., 2010. Condição de saúde das tartarugas marinhas do litoral centro-norte do Estado do Rio de Janeiro: avaliação sobre a presença de agentes bacterianos, fibropapilomatose e interação com resíduos antropogênicos. *Oecologia Australis* 14, 756-765.
- Rich, C., Longcore, T., 2005. *Ecological consequences of artificial night lighting*. Washington: Island Press.
-

-
- Rodrigues, S.C., Adornes, A.C., Santos Filho, E.A., Silva, R.P., Colares, E.P., 2010. Surviving Probability Indicators of Landing Juvenile Magellanic Penguins Arriving Along the Southern Brazilian Coast. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 53, 419-424.
- Schreiber, E., Burger, J., 2001. *Biology of Marine Birds*. Boca Raton: CRC Press.
- Sick, H., 1997. *Ornitologia brasileira*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira.
- Teixeira, D.M., Nacinovic, J.B., Schloemp, I.M., Kischlat, E.E., 1988. Notes on some Brazilian seabirds (3). *Bulleton of the Brittsh Ornithologist's Club* 108, 136-139.
- Tuck, G.S., Heinzel, H., 1980. *Guía de campo de las aves marinas de España y del mundo*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Vooren, C.M., Brusque, L.F., 1999. *As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação*. Rio Grande: Fundação Universidade do Rio Grande.
- Vooren, C.M., Fernandes, A.C., 1989. *Guia de albatrozes e petréis do sul do Brasil*. Porto Alegre: Editora Sagra.
- Webster, M.S., Marr, P.P., Haig, S.M., Bensch, S., Holmes, R.T., 2002. Links between worlds: unraveling migratory connectivity. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 76-83.
- Wiese, F.K., Montevecchil, W.A., Davoren, G.K., Huettmann, F., Diamond, A., Linke, J., 2001. Seabirds at Risk around Offshore Oil Platforms in the North-west Atlantic. *Marine Pollution Bulletin* 42, 1285-1290.
- WWF, 2008. *2010 and beyond: rising to the biodiversity challenge*. Gland: WWF.
- Zotier, R., Bretagnolle, V., Thibault, J.C., 1999. Biogeography of the marine birds of a confined sea, the Mediterranean. *Journal of Biogeography* 26, 297-313.
- Zydelis, R., Dagys, M., Vaitkus, G., 2006. Beached bird surveys in Lithuania reflect marine oil pollution and bird mortality in fishing nets. *Marine Ornithology* 34, 161-166.
-

AUTORES – VOLUME VIII**I. BIOLOGIA, INTERAÇÕES HUMANAS E CONSERVAÇÃO DE CETÁCEOS**

Responsável Técnico	Estéfane Cardinot Reis
Instituição	PUC-Rio
Conselho Profissional	CRBio 78673/02
CTF	2129517
Assinatura	_____

**II. PESQUISA E CONSERVAÇÃO DOS CETÁCEOS NO BRASIL:
CONHECIMENTO PRÉVIO E CENÁRIO ATUAL**

Responsável Técnico	Estéfane Cardinot Reis
Instituição	PUC-Rio
Conselho Profissional	CRBio 78673/02
CTF	2129517
Assinatura	_____

**III. DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE CETÁCEOS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA
DA BACIA DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE PETRÓLEO DE CAMPOS**

Responsável Técnico	Estéfane Cardinot Reis
Instituição	PUC-Rio
Conselho Profissional	CRBio 78673/02
CTF	2129517
Assinatura	_____

IV. BIOLOGIA, ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS

Responsável Técnico	Estéfane Cardinot Reis
Instituição	PUC-Rio
Conselho Profissional	CRBio 78673/02
CTF	2129517
Assinatura	_____

V. PESQUISA E CONSERVAÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NO BRASIL E AS RECENTES CONTRIBUIÇÕES DA TELEMETRIA E DA GENÉTICA

Responsável Técnico	Estéfane Cardinot Reis
Instituição	PUC-Rio
Conselho Profissional	CRBio 78673/02
CTF	2129517
Assinatura	_____

VI. DIVERSIDADE E DISTRIBUIÇÃO DE TARTARUGAS MARINHAS NA ÁREA DE INFLUÊNCIA DA BACIA DE EXPLORAÇÃO E PRODUÇÃO DE PETRÓLEO DE CAMPOS

Responsável Técnico	Estéfane Cardinot Reis
Instituição	PUC-Rio
Conselho Profissional	CRBio 78673/02
CTF	2129517
Assinatura	_____

**VII. AVES MARINHAS DA REGIÃO CENTRO-NORTE FLUMINENSE:
RIQUEZA, COMPOSIÇÃO, DISTRIBUIÇÃO, SAZONALIDADE E
CONSERVAÇÃO**

Responsável Técnico	Estéfane Cardinot Reis
Instituição	PUC-Rio
Conselho Profissional	CRBio 78673/02
CTF	2129517
Assinatura	_____



Ministério do Meio Ambiente
Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis



CADASTRO TÉCNICO FEDERAL
CERTIFICADO DE REGULARIDADE - CR

Registro n.º	Data da Consulta:	CR emitido em:	CR válido até:
2129517	10/12/2013	10/12/2013	10/03/2014

Dados Básicos:

CPF: 092.689.377-78

Nome: Estéfane Cardinot Reis

Endereço:

Logradouro: Rua Hipólito da Costa, 37 / Ap. 403

N.º: Complemento:

Bairro: Vila Isabel Município: RIO DE JANEIRO

CEP: 20551-040 UF: RJ

Atividades de Defesa Ambiental:

Categoria:

Código	Descrição
1	5001 - Consultor Técnico Ambiental - Classe 5.0

Conforme dados disponíveis na presente data, CERTIFICA-SE que a pessoa jurídica está em conformidade com as obrigações cadastrais e de prestação de informações ambientais sobre as atividades desenvolvidas sob controle e fiscalização do Ibama.

O Certificado de Regularidade emitido pelo CTF não desobriga a pessoa inscrita de obter licenças, autorizações, permissões, concessões, alvarar e demais documentos exigíveis por instituições federais, estaduais, distritais ou municipais para o exercício de suas atividades.

O Certificado de Regularidade não habilita o transporte e produtos e subprodutos florestais e faunísticos.

O Certificado de Regularidade tem validade de três meses, a contar da data de sua emissão.

Chave de autenticação	<i>tgan.9ir2.v37m.y4pv</i>
-----------------------	----------------------------

