

UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
COMPORTAMENTO E BIOLOGIA ANIMAL

**Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto cinza,
Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES.**

Alan Roberto Cepile

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Comportamento e Biologia Animal).

JUIZ DE FORA
Abril de 2008

ESTIMATIVA POPULACIONAL POR MARCAÇÃO-RECAPTURA E PADRÃO DE ATIVIDADE DO BOTO CINZA, *SOTALIA GUIANENSIS* (CETACEA, DELPHINIDAE), EM REGÊNCIA, ES.

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Comportamento e Biologia Animal).

Orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo

JUIZ DE FORA

2008

Cepile, Alan Roberto

Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetácea, Delphinidae) em Regência, ES / Alan Roberto Cepile. -- 2008.

79 f. :il.

Dissertação (Mestrado em Comportamento e Biologia Animal)- Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, 2008.

1. Boto (Mamíferos aquáticos). 2. Comportamento animal.

I. Título

CDU 599.537

**Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto cinza,
Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES.**

Alan Roberto Cepile

Orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas, da Universidade Federal de Juiz de Fora, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Área de Concentração em Comportamento e Biologia Animal).

Aprovada em 29 de Abril de 2008.

Prof^a Dra. Sheila Marino Simão

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro – UFRRJ

Prof. Dr. Alexandre de Freitas Azevedo

Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ

Prof. Dr. Artur Andriolo

Universidade Federal de Juiz de Fora – UFJF

AGRADECIMENTOS

→ Juiz de Fora, MG:

ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Comportamento e Biologia Animal, UFJF;

ao orientador Prof. Dr. Artur Andriolo, pela orientação e pela participação no PMBS;

aos professores Fábio Prezoto, Juliane Floriano Lopes e Roberto da Gama Alves pelas valiosas contribuições;

a Marlu, pela inesgotável paciência com minhas chatices burocráticas;

aos colegas do mestrado, com quem convivi e aprendi;

aos grandes amigos da república: Juliana, Tales e Fabrício, por tudo que vivemos dentro e fora de casa. Valeu a pena ter subido o “morro” naquele dia;

aos inesquecíveis amigos “juizforanos”: Leo, Reginaldo, Paulo, Marcelo e Gustavo, vocês são pessoas sensacionais;

as queridas Bel, Fran, e Yara Brandão, por conversas deliciosas e momentos efêmeros porém muito agradáveis;

→ Vitória, ES:

A minha família;

ao meu pai pela ajuda com as cartas náuticas e pelo apoio logístico e financeiro quando foi preciso;

ao grande amigo Murilo Alves Neto, pela inestimável amizade de longa data e pelos auxílios com os equipamentos e softwares. Sem sua ajuda a caminhada teria sido bem mais acidentada. Agradeço também a Juliana e Talita por terem concedido um pouco do tempo do marido/papai quando eu precisei;

a Viviane Albuquerque (e família) e Marcelo Siqueira, pela amizade tão especial e momentos muito agradáveis, sempre com muito samba, saladas, vinho, congo, jogos, camping, enfim, só coisas boas;

ao advogado e amigo Juliano Marcus Silveira, pela amizade desde a época do sul da Bahia e pela dedicação a uma causa que foi imprescindível para a realização deste projeto;

a Fabiana Rodrigues, Cíntia Mendonça, Cristina Cruz, Marcio da Costa e família e Daniel Cassa. Apesar do pouco tempo disponível para encontrá-los, vocês tornaram bem mais alegres e especiais estes meus últimos 2 anos;

ao amigo Edson Valpassos Reuter Mota (IEMA/UVV), por ter me ajudado a ingressar no mestrado e pelos ensinamentos adquiridos ao longo da nossa convivência;

a Jarbas, Catarina Helena, Lavinea e Brida, os três primeiros por serem pessoas de grande estima e a última por ser uma cachorrinha muito esperta que tornou meus dias muito mais alegres.

a Lelê, por TUDO! Principalmente por fingir que não se importava tanto com minhas ausências, sempre me dando apoio! APS!!!

→ Regência, ES:

ao pessoal do Projeto Tamar-IBAMA/Regência, principalmente: Fábio Gama, Joca, Helinho, Darildo e “Cabelo”;

ao grande amigo Fábio Gama, Projeto Tamar-IBAMA/Regência, pela amizade desde a época do meu estágio no Tamar-Guriri mas principalmente por ter me recebido de portas abertas em Regência e colocado à minha disposição toda a estrutura do Tamar para o sucesso do projeto. Quem sabe um dia poderei retribuir a altura. Valeu Fabinho!!

aos pescadores de Regência: Beбето, Mizael, Negão, Elbert, Ronaldo, Cuíca, Aldir, seu Carlito e outros que nem sei o nome, que tanto me ajudaram e que sem eles o projeto seria absolutamente impossível;

ao grande mestre Beбето: obrigado por tudo, pelas incontáveis jornadas no mar sempre com bom humor, companheirismo e preocupação com nossa equipe; por passar um pouco da sua sabedoria do mar sem cobrar nada em troca. Eu e os botos agradecemos sua inestimável ajuda para a ciência. Cuide bem do seu coração e de toda a “tropa” de casa;

ao “seu” Carlito (e família), que tão gentilmente permitiu que embarcássemos no “Gostoso” e no “Saboroso” (Obs: são seus barcos!);

a José de Freitas e família, pela confiança de ter me dado a oportunidade de morar em sua casa. O mundo seria um lugar bem mais agradável se as relações humanas fossem sempre baseadas na palavra ao invés de meros pedaços de papel não é mesmo seu Zé?

Ao pessoal de Regência: Maurinho, Toninho, Hernandes, Sueli, Darildo, Zenaíde e outros que nem sei o nome, que de uma forma ou de outra contribuíram;

ao amigo Vinícius, por ter me apresentado à comunidade pesqueira e por todas as dicas sobre tudo na vila, sem sua ajuda o projeto dificilmente teria saído do papel. Valeu Virgulino!

ao pessoal do surf: Cid, Nei, Douglas, Tiago, Vitor, Billy e tantos outros, pelo companheirismo, pelas trilhas e principalmente por terem servido de treino para que eu pudesse aprimorar minha rapidez na fotografia e assim melhorando o desempenho na foto-identificação dos botos;

ao rio Doce e ao misterioso e imprevisível mar de Regência;

aos botos;

a esse lugar mágico que é a vila de Regência. OBRIGADO E ATÉ BREVE!!!

Estagiários(as):

Agradecimentos especiais para esses graduandos de biologia que tanto se empenharam, “gastando” as férias e as contadas finanças, investindo no futuro.

Obrigado biólogos(as)!

- Zoghanna Damacena e Vinícius Neves Pereira (FSV, ES).

- Caroline Tudesco, Andréa Almeida e Eliliane Vasconcelos (UENF, RJ).

- Natália dos Santos Mamede e Mário Angelo Sartori (UFJF, MG).

Pesquisadores:

Ao Dr. Alexandre Zerbini (NOAA/Instituto Aqualie), pelas dicas e pela ajuda nas análises de estimativa;

A Prof^a Dra. Sheila Marino Simão (UFRRJ/Instituto Aqualie), pela amizade e pela gentileza de ter aceitado o convite para a banca examinadora;

Ao Prof. Dr. Alexandre Azevedo (UERJ/Projeto Mamíferos Aquáticos), pela gentileza de ter aceitado o convite para a qualificação e para banca examinadora;

Ao biólogo Sérgio Carvalho Moreira (Instituto Aqualie), pelo auxílio com os mapas;

A bióloga MSc. Sandra Ribeiro (IEMA-ES), pela ajuda no estudo piloto;

A doutoranda Camilah Antunes Zappes (UENF/Instituto Aqualie), pelo suporte dado em JF quando cheguei, pela amizade que temos desde a graduação, pelas informações que sempre trocamos sobre *Sotalia* desde a época (do perrengue!) do leste mineiro, passando pela Zona da Mata, sul da Bahia, cruzeiros mar afora e até o próximo encontro, seja lá onde for...

Ao Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos, (UNESP Rio Claro/Projeto Atlantis), por ter me concedido a oportunidade de iniciar no estudo de pequenos cetáceos em Cananéia, e por ter me ajudado a conseguir financiamento no exterior.

Financiadores e/ou apoio logístico:

Agradecimentos especiais a:

- Cetacean Society International, EUA.
- Ausonia Navegação Ltda, Vitória, ES.
- Projeto Tamar/IBAMA, Regência, ES.
- Colônia de Pesca Z-7 – Regência/Povoação, ES.

SUMÁRIO

1 – Introdução geral e Revisão Bibliográfica	. 1
1.2 – Área de estudo	. 4
1.2.1 – A vila de Regência	. 4
1.2.2 – O rio Doce	. 6
1.2.3 – O boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i>	. 8
1.2.4 – Cruzeiros de coletas	. 10
1.2.4.1 – Coletas geral de dados	. 11
Capítulo I: Estimativa populacional de <i>Sotalia guianensis</i> em Regência, ES, através do método de marcação-recaptura por foto-identificação individual.	. 12
Resumo	. 12
1 – Introdução.	. 13
2 – Material e métodos:	
2.1 – Foto-identificação	. 15
2.2 – Novo método para elaboração dos croquis das dorsais	. 18
2.3 – Estimativa populacional	. 21
3 – Resultados:	
3.1 – Foto-identificação	. 24
3.2 – Estimativa populacional	. 26
4 – Discussão:	

4.1 – Foto-identificação 27
4.2 – Estimativa populacional 30
4.3 – Conservação 34
Referências Bibliográficas 36

Capítulo II: Padrão de atividade do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES.

em Regência, ES. 41
Resumo 41
1 – Introdução. 42
2 – Material e métodos 44
2.1 – Categorias comportamentais 45
a) Deslocamento 46
b) Forrageio 46
c) Socialização 47
d) Descanso 47
e) Atividades aéreas 47
f) Fuga. 48
g) Acompanhamento de embarcação. 48
h) Indeterminado 48
3 – Resultados. 50
4 – Discussão 58
Referências Bibliográficas 66

5 – Considerações finais 72
Referências Bibliográficas da Introdução geral e revisão 75

RESUMO

A marcação-recaptura por meio de foto-identificação vem sendo utilizada a bastante tempo, tendo iniciado na década de 40 do século passado com animais terrestres. Sua aplicação aos mamíferos marinhos da ordem cetacea iniciou-se no final da década de 70 e desde então vem sendo usada e amplamente aprimorada. Esta técnica permite tomar conhecimento de inúmeros aspectos da biologia e ecologia dos animais fotografados, entre eles a estimativa populacional e aspectos comportamentais. O capítulo I deste estudo teve como objetivo estimar a população de botos cinza (*Sotalia guianensis*) de Regência, ES, através do método de marcação-recaptura utilizando a técnica de foto-identificação, utilizando estimadores probabilísticos para populações fechadas amplamente usados para cetáceos em todo mundo, como *Lincoln-Petersen*, *Schnabel* e *Schumacher-Echmeyer*, e a criação do primeiro catálogo de identificação da espécie no estado do Espírito Santo. Foram identificados 16 indivíduos sendo 7 reavistados. A população variou de acordo com o estimador utilizado, ficando entre 81 (*Schnabel*) e 141 indivíduos (*Lincoln-Petersen*). O capítulo II objetivou conhecer o padrão de atividade de *S. guianensis* de Regência, principalmente em relação a parâmetros ambientais e ao comportamento oportunista de perseguição às traineiras em busca de alimento descartado pelas embarcações.

Palavras-chave: *Sotalia guianensis*, marcação-recaptura, foto-identificação, comportamento.

ABSTRACT

Mark-recapture by photo-identification it comes being used a long time and started in 40's of last century with terrestrial animals. The application of this method with marine mammals of cetacea order started in 70's and has been used and widely improved. This technique allow to know some informations about biology and ecology of the animals captured, some of them, population size estimates and behavior. The objective of chapter I of this study was the estimate of population size of estuarine dolphin, *Sotalia guianensis*, in Regência, ES, through the mark-recapture method by photo-identification technique, using probabilistic estimators to closed populations widely used to estimate cetaceans populations in all the world, like *Lincoln-Petersen*, *Schnabel* and *Scumacher-Eschmeyer*, and make the first identification catalogue for the species in the Espírito Santo state. It was identified 16 dolphins and 7 re-sighted. The population varied as estimator used, between 81 (*Schnabel*) and 141 (*Lincoln-Petersen*). The objective of chapter II was to know the activity patterns of *S. guianensis* in Regência, mostly in relation of ambiental parameters and oportunistic trawler following behavior, in order to gain some food discarded by fishing boats.

Keywords: *Sotalia guianensis*, mark-recapture, photo-identification, behavior.

1 - INTRODUÇÃO GERAL E REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Apesar de apresentar uma distribuição costeira ao longo de grande parte das águas jurisdicionais brasileiras, o boto cinza, *Sotalia guianensis*, ainda é considerada uma espécie pouco conhecida no que tange sua biologia e ecologia.

A premissa básica para compreender aspectos ecológicos de uma população é quantificar o número de espécimes que habitam naquela área determinada (SEBER, 1982).

Uma das metodologias utilizadas para tal finalidade é a marcação-recaptura por intermédio da técnica de foto-identificação.

O estudo do comportamento animal também é uma ferramenta para conhecer a biologia e a ecologia de uma espécie (DEL-KLARO, 2004).

A técnica de fotografar animais com o intuito de identificá-los individualmente foi primeiramente utilizada com animais terrestres (CARLSTROM & EDELSTAM, 1946).

Zebras (*Equus sp*), rinocerontes pretos (*Diceros bicornis*), girafas (*Giraffa camelopardalis*), elefante africano (*Loxodonta africana*), leões (*Panthera Leo*), chimpanzés (*Pan troglodites*) e tubarões (*Sphyrna tiburo* e *Ginglymostoma cirratum*) são apenas alguns exemplos de uma vasta literatura de estudos relacionados a identificação individual de espécies animais (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990; CASTRO & ROSA, 2005).

A técnica de foto-identificação, utilizada através do método de marcação-recaptura, foi aplicada aos cetáceos pela primeira vez na década de 50 com golfinhos-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, no Atlântico norte (CALDWELL, 1955).

Na década de 70 esta técnica começou a ser aprimorada e passou a ser largamente utilizada (IRVINE & WELLS, 1972; HERMAN & ANTINOJA, 1977; KRAUS & KATONA, 1977; WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; WÜRSIG, 1978; KATONA *et al.*, 1979) e é o método mais eficaz de reconhecimento individual, baseado em marcas nas nadadeiras dorsal e caudal, formato das nadadeiras e em marcas na pele (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; LOCKYER & MORRIS, 1990; WÜRSIG & JEFFERSON, 1990; WEIGLE, 1990).

As marcas podem ser de origem natural ou adquiridas em vida através de interações intra-específicas ou com humanos e seus artefatos (KREHO *et al.*, 1999).

Desde então, esta ferramenta de pesquisa vem sendo utilizada para várias espécies de cetáceos ao redor do mundo, como a baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae* (HERMAN & ANTINOJA, 1977), cachalote, *Physeter macrocephalus* (ARNBOM, 1987), baleia-piloto-de-nadadeira-longa, *Globicephala melas* (WEILGART & WHITEHEAD, 1990), golfinho-de-Hector,

Cephalorhynchus hectori (SLOOTEN *et al.*, 1993), boto-cor-de-rosa, *Inia geoffrensis* (GONZÁLEZ, 1994), orca, *Orcinus orca* (FORD *et al.*, 1994), golfinho-corcunda-do-Indo-Pacífico, *Souza chinensis* (KARCZMARSKI *et al.*, 1999), baleia-nariz-de-garrafa-do-norte, *Hyperoodon ampullatus* (GOWANS & WHITEHEAD, 2001).

O reconhecimento individual pode ser usado como uma ferramenta para se conhecer uma grande variedade de informações sobre a história natural de uma espécie, porém, em cetáceos, o reconhecimento individual tem sido mais utilizado para estudos de composição de grupo, fidelidade dos indivíduos ao grupo, habitat, padrões de movimentos em espaços curtos, migração, estimativa populacional, intervalos entre ciclos de respiração, mergulho e relações de descanso, deslocamento, socialização, forrageio, interações com inter-específicas, monitoramento de doenças de pele, comportamento em geral e até comportamentos individuais como aspectos reprodutivos caso o sexo dos indivíduos seja reconhecível, bem como as condições de reprodução (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; NORRIS *et al.*, 1985; HAMMOND, 1986; BALLANCE, 1990; BIGG *et al.*, 1990; WELLS *et al.*, 1990; WELLS, 1991; THOMPSON & HAMMOND, 1992; SLOOTEN *et al.*, 1993; KREHO *et al.*, 1999; SANTOS *et al.*, 2000; BRÄGER *et al.*, 2002).

A foto-identificação é um método vantajoso porque não necessita de contato direto com os animais, sendo um método não-invasivo, não interferindo desta forma nos comportamentos das espécies estudadas (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990; HAMMOND, 1990).

Embora a foto-identificação apresente vantagens, ela também tem suas desvantagens. Apesar do avanço tecnológico que resultou na mudança das câmeras 35mm de filme para as câmeras SLR (*Single Lens Reflex*) digitais, o alto custo das revelações foi transferido para o alto custo dos equipamentos fotográficos atuais.

Na identificação propriamente dita, a foto-identificação também pode apresentar algumas dificuldades, como a de distinguir dois indivíduos diferentes caso as marcas sejam muito parecidas (HAMMOND, 1986).

Apenas uma parte da população contém marcas naturais e isso, dependendo do estimador utilizado, pode levar a resultados viciados de estimativa da população estudada (GOWANS & WHITEHEAD, 2001).

Indivíduos marcados podem, com o tempo, perder as marcas, passando a ser indivíduos não-marcados, o que pode levar a uma superestimação da população estudada (HAMMOND, 1986) que também pode ser ocasionada por uma eventual baixa qualidade das fotografias (AUGER-MÉTHÉ & WHITEHEAD, 2007).

A idéia básica do método de marcação-recaptura consiste em marcar alguns indivíduos e liberá-los novamente na população. Num segundo momento de capturas, assume-se que a proporção de indivíduos marcados na primeira sessão de capturas, e capturados na segunda sessão, seja proporcionalmente igual ao tamanho da população (SUTHERLAND, 1996).

Em relação ao comportamento animal, sua história teve início com a Psicologia Animal, surgida no final do século dezenove. Em parte, o próprio Charles Darwin teria colaborado para sua aceitação inicial. O livro “*The descent of man*” possui diversas passagens dedicadas ao comportamento dos animais não-humanos.

O caráter considerado como essencialmente subjetivo desse novo campo de estudos, no entanto, afastou muitos biólogos que desejavam uma abordagem mais objetiva da conduta animal, em conformidade com o pensamento cartesiano e a física da época, ciência considerada como um norte pelas outras (SOUTO, 2005).

A Etologia, derivada da Psicologia Animal, surgiu inicialmente na Europa, na década de trinta, e posteriormente nos EUA na década de cinquenta. No Brasil, ela teve origem provavelmente na década de oitenta, com o Primeiro Encontro Paulista de Etologia, em 1982 (SOUTO, 2005).

Para estudos do comportamento, descrições comportamentais para o boto cinza foram inicialmente registradas por BOROBIA, 1984, no estado do Rio de Janeiro.

Posteriormente, alguns estudos acerca do comportamento do boto cinza, foram realizados, como no complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP (GEISE *et al.*, 1999; SANTOS *et al.*, 2000; DOMIT, 2005; OLIVEIRA, 2006); nas baías de Guanabara (GEISE, 1989; BRITO JÚNIOR *et al.*, 2000; AZEVEDO, 2005) e Sepetiba (POLETO, 2003; FLACH, L., 2004; FLACH, P. A., 2004) entre Macaé e Atafona, RJ (DI BENEDITTO *et al.*, 2001); em Paranaguá, PR (DOMIT, 2005); na baía de Babitonga, SC (CREMER *et al.*, 2000); na baía de Todos os Santos (REIS *et al.*, 1994) e Ilhéus, BA (REIS, 2002); em Tibau do Sul, RN (LINK & YAMAMOTO, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2001; NASCIMENTO, 2002; SPINELLI *et al.*, 2002) e em Fortaleza, CE (MONTEIRO-NETO, 2004).

Este trabalho estudou a população de *S. guianensis* na região do estuário do rio Doce, em Regência, município de Linhares, norte do estado do Espírito Santo, tendo como objetivos: (1) quantificar o tamanho da população através do método de marcação-recaptura por foto-identificação, e criar o primeiro catálogo de identificação da espécie no estado do ES; e (2) estudar o comportamento da espécie em área de mar aberto, dando ênfase ao comportamento oportunista de perseguição às embarcações pesqueiras com o objetivo de obtenção de alimento, comparando com os comportamentos apresentados pela espécie em outras áreas de ocorrência no Brasil.

1.2 - ÁREA DE ESTUDO

1.2.1 - A vila de Regência

A vila de Regência Augusta situa-se próximo à foz do rio Doce, no município de Linhares, norte do estado do Espírito Santo (FIG. 1) e encontra-se nas coordenadas geográficas 19°40' latitude sul, e 39°50' longitude oeste.

A área de estudo efetiva (FIG. 2 e 3) possui uma área de 235 km², comprimento total de 33.6 km, largura máxima de 9.1 km e 19°37.098' de latitude sul e 39°46.836' de longitude oeste de média das coordenadas geográficas.

Regência situa-se a 53 km de distância da sede do município e apresenta duas opções de estrada para a capital Vitória, uma pela BR 101-Sul, com 165 km, e outra pela rodovia estadual ES-010, que margeia o litoral norte do estado, com 116 km. Em ambos os trechos há uma parte não-asfaltada de aproximadamente 38 km.

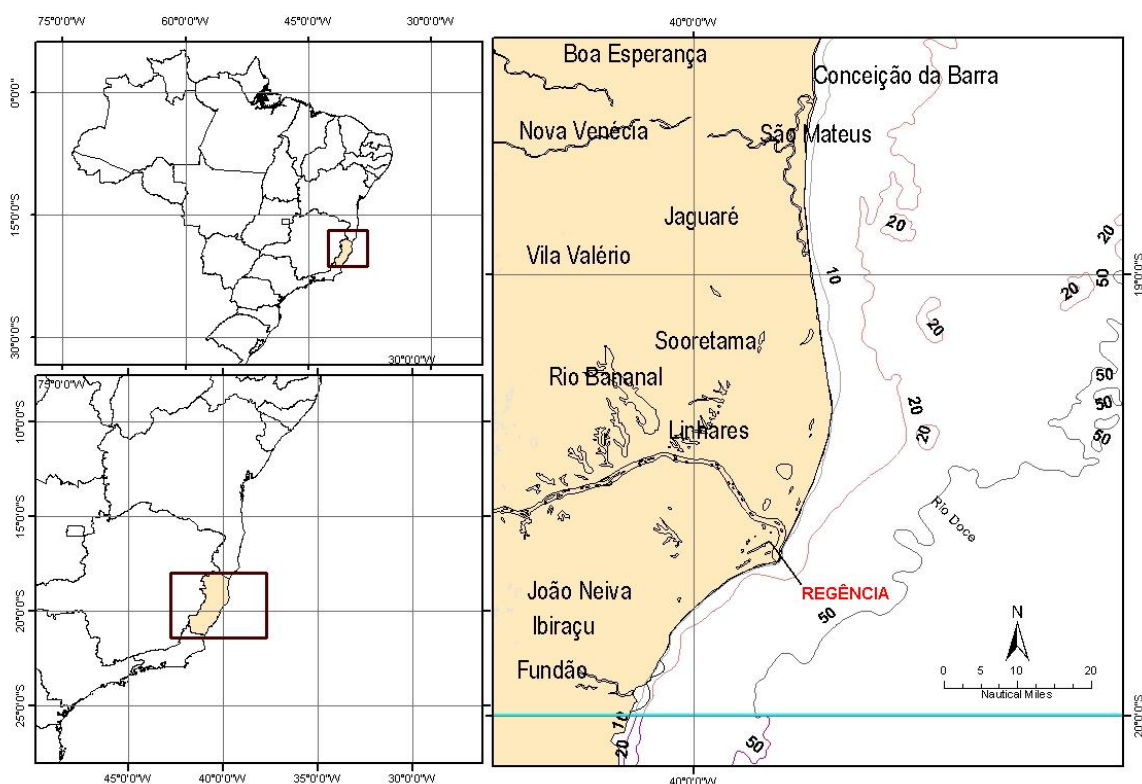


FIG. 1 – A esquerda, destaque para o estado do Espírito Santo. A direita o município de Linhares com destaque para barra do rio Doce, onde encontra-se vila de Regência, e seu estuário.

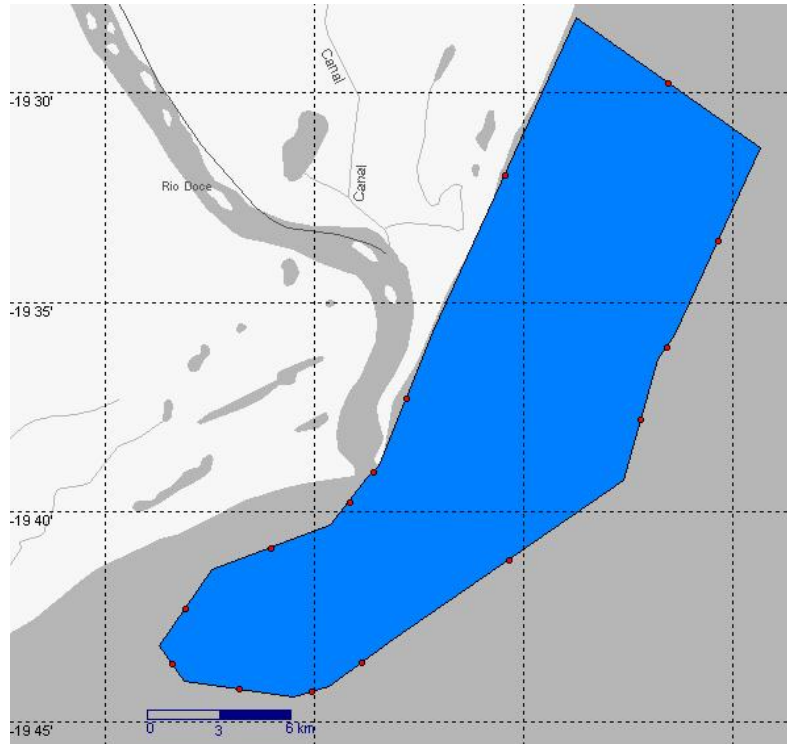


FIG. 2: Área de estudo em Regência, ES, com 235 km², compreendida entre 19°45'/19°25' latitude sul e 39°55'/39°35' longitude oeste, abrangendo o estuário do rio Doce e porções ao sul e ao norte conforme a figura.

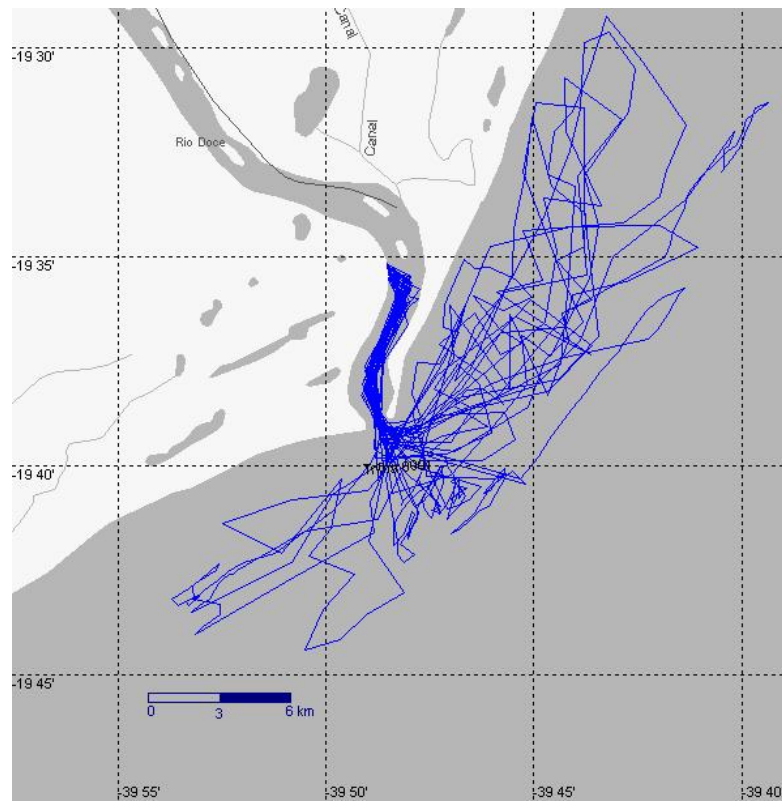


FIG. 3: Rotas percorridas durante o período de coleta de dados na área do estuário do rio Doce em Regência, norte do estado do Espírito Santo.

Segundo o censo do IBGE de 2000, Regência conta com uma população de 6.322 habitantes, sendo 1.893 em área urbana e 4.429 em área rural. A vila funciona como distrito-sede para os povoados de Povoação, Barra Seca e Pontal do Ipiranga (REIS, 2003).

A atividade econômica mais antiga e predominante em Regência é a pesca artesanal, praticada principalmente pelos homens, administrada pela colônia de pesca Z-6 “Caboclo Bernardo”, porém, muitos pescadores estão se transferindo para outros lugares a fim de não mais enfrentarem os perigos da barra do rio Doce, que nos últimos anos tem provocado constantes acidentes, além do assoreamento do rio, que dificulta a entrada das embarcações maiores, principalmente os camaroeiros.

As mulheres da vila se concentram em inúmeras atividades, porém, a mais representativa é a confecção do Projeto TAMAR/Petrobrás/IBAMA, que produz aproximadamente 1000 camisetas/dia, além de outros acessórios que são fornecidos para vários estabelecimentos em praticamente todo o Brasil.

A fundação Pró-TAMAR também emprega homens e mulheres da vila para trabalharem em diversas atividades, como nos escritórios, na manutenção, na criação da arte utilizada nos produtos, na limpeza, na loja, na tesouraria, na base de visitação situada a 4 km da vila, no centro de visitantes, como guias turísticos, carebeiros, vigilantes e etc.

Além dessas atividades internas, a fundação Pró-TAMAR também cede pessoal para trabalhar no Museu Histórico de Regência e no Centro Ecológico de Regência.

Há também um complexo de exploração de petróleo e gás natural da Petrobrás, instalado a 3 km da vila, que além de gerar empregos, aquece o comércio local e arrecada impostos.

1.2.2 - O rio Doce

A bacia hidrográfica do rio Doce (FIG. 4) está localizada na região sudeste do Brasil entre os estados de Minas Gerais e Espírito Santo nos paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°55' e 43°45' O.

O rio Doce (FIG. 5) possui uma extensão total de 853 km e uma área de drenagem com cerca de 83.400 km², dos quais 86% em Minas Gerais e 14% no Espírito Santo sendo, portanto, uma bacia de domínio federal (ANA, 2001).

O rio nasce em Minas Gerais, possuindo nascentes tanto na serra da Mantiqueira como na serra do Espinhaço, e é formado pela confluência dos rios Xopotó e Piranga e atravessa o

estado do Espírito Santo de oeste para leste, entrando em território capixaba pelo município de Baixo Guandu, através da antiga cachoeira da Escadinha, hoje submersa, até chegar a Regência, município de Linhares (REIS, 2003).

O primeiro nome do rio Doce foi “Vatu”, dado pelos índios botocudos. Os índios mutuns batizaram o rio de “Munnhatu-uatu” sendo que “uatu” significa rio no idioma mutum. O nome atual deriva de uma lenda, segundo a qual alguns navegadores portugueses, encontrando água doce a 6 milhas da barra, deram-lhe o nome de Rio Doce (REIS, 2003).

Na época colonial, tanto para a capital do estado quanto para a coroa portuguesa, o rio Doce representou uma importante rota comercial, pois ligava o interior às principais cidades litorâneas, e um caminho para a Europa. No início da colonização, o rio Doce tinha às suas margens a floresta tropical ainda exuberante e intocada, fazendo parte do seu cenário espécies de madeira e fauna características da Mata Atlântica. Hoje, a pequena e isolada fauna, e o que resta da cobertura vegetal, é preservada por fiscalização, porém, nem sempre com sucesso (REIS, 2003).

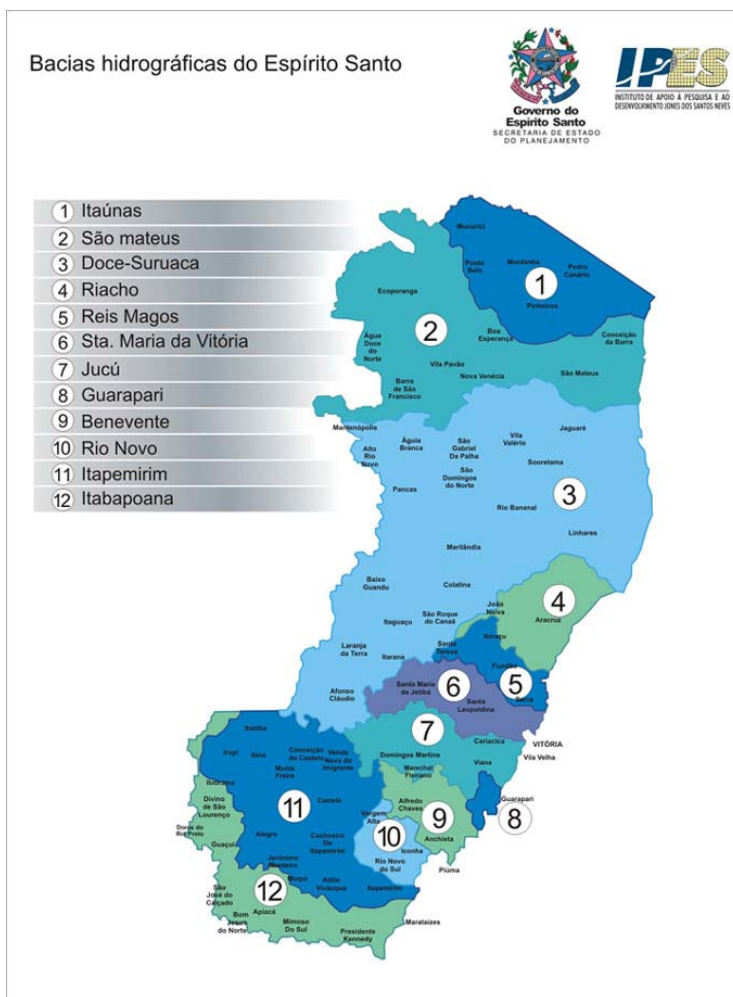


FIG. 4: Bacia hidrográfica do rio Doce representada na figura pelo nº 3 (Fonte: IJSN, 2008).

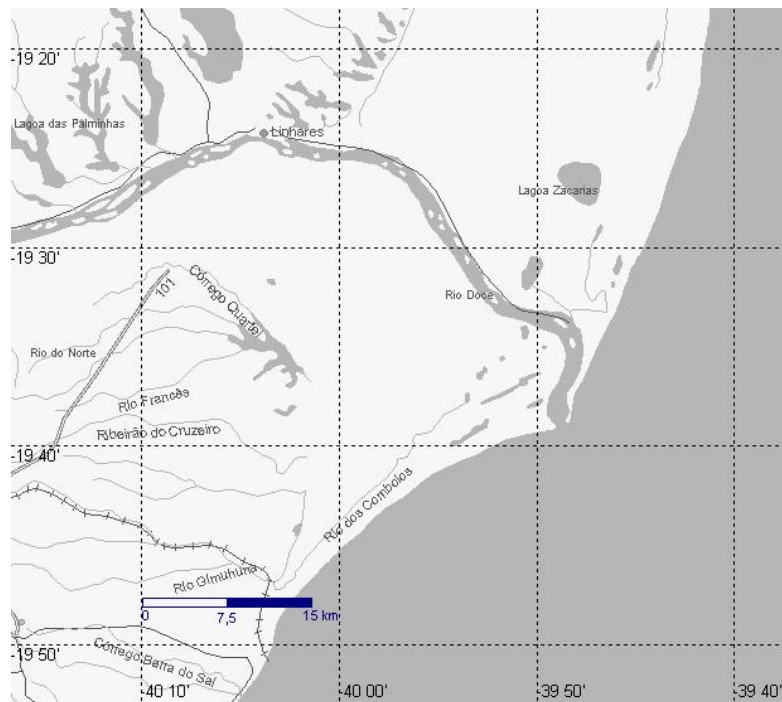


FIG. 5: Mapa do estuário do rio Doce, Regência, ES.

O rio tem várias cachoeiras as quais impossibilitam a navegação em parte do seu leito. Essas cachoeiras são formadas por degraus graníticos da serra dos Aimorés, que o rio transpõe em 6 km de sobressaltos, com desnível de 18 metros por quilômetro, destacando os saltos do Urubu, Inferno e Sapucaia, onde se encontra hoje a usina de Mascarenhas (ZUNTI, 2000).

Abaixo desta região era navegável até a barra de Regência, não sendo mais devido à metamorfose física que vem sofrendo, oriunda do desmatamento próximo às suas margens, facilitando a erosão no período das enchentes e provocando diminuição do volume de água em virtude do assoreamento (REIS, 2003).

1.2.3 – O BOTO CINZA, *Sotalia guianensis*

O boto cinza apresenta distribuição costeira contínua desde a América Central, entre Nicarágua e Honduras (BOROBIA, 1989; BOROBIA *et al.*, 1991; CARR & BONDE, 1993; DA SILVA & BEST, 1996), até o Brasil no estado de Santa Catarina (SIMÕES-LOPES, 1988). No limite sul de sua distribuição, a baixa temperatura da água aparentemente cria uma barreira física natural para a espécie (BOROBIA *et al.*, 1991).

O comprimento médio do boto cinza na fase adulta é 1,70 +- 0,20m (DA SILVA & BEST, 1994), e entre 91,2 e 106cm para os neonatos (BOROBIA, 1989; RAMOS, 1997; SANTOS *et al.*, 2003). A tonalidade do corpo também apresenta variações, a coloração vai de azul escuro ao marrom acinzentado na parte dorsal, e cinza claro, rosado ou totalmente branco na parte ventral (JEFFERSON *et al.*, 1993).

As arcadas dentárias, superior e inferior, possuem entre 26 e 35 dentes (JEFFERSON *et al.*, 1993). Os dentes também são utilizados para identificar a idade dos espécimes encalhados, através das camadas concêntricas de dentina e os botos podem chegar a 30 anos (RAMOS *et al.*, 2000; SANTOS *et al.*, 2003).

A maturidade sexual chega com pouco mais de 6 anos (RAMOS, 1997) e o sistema reprodutivo é poliândrico, envolvendo competição espermática (BÖSSENECKER, 1978; DA SILVA & BEST, 1996; ROSAS, 2000; FLORES, 2002).

A taxonomia do boto cinza sempre foi confusa e controversa. O gênero *Sotalia* chegou a agrupar cinco espécies, porém, no século XX, apenas duas espécies faziam parte, *S. fluviatilis* (GERVAIS, 1853) com distribuição fluvial na bacia amazônica até os rios Putumayo e Ucayali no Peru (DA SILVA & BEST, 1996), e *Sotalia guianensis* (VAN BENÉDEN, 1864) com distribuição marinha (DA SILVA & BEST, 1994).

No final da década de 1980, convencionou-se *S. fluviatilis* para ambas as espécies, sendo um ecótipo marinho e outro fluvial (BOROBIA, 1989).

Um estudo envolvendo a região controle do DNA mitocondrial e seqüências do citocromo *b*, onde foram encontradas profundas diferenças entre os ecótipos, sugeriu novamente a separação para *S. fluviatilis* e *S. guianensis* (CUNHA *et al.*, 2005).

Outro estudo mais recente avaliou dez genes nucleares e três genes mitocondriais para corroborar com a elevação dos ecótipos ao status de espécies (CABALLERO *et al.*, 2007).

Este mesmo estudo sugeriu golfinho “costeiro” para *S. guianensis* e “tucuxi” para *S. fluviatilis* como nomenclatura vulgar.

O mesmo estudo analisou a estrutura de algumas populações da costa brasileira, e verificou que além da diferença entre os ecótipos, *S. guianensis* apresenta uma forte subdivisão de, no mínimo, três unidades evolutivas: norte, nordeste e sul/sudeste.

Devido ao seu hábito costeiro, o boto cinza sofre intensa pressão antrópica como a perda de hábitat, poluição química e sonora e captura acidental em artefatos pesqueiros (DI BENEDETTO *et al.*, 1990; FREITAS-NETTO, 2003; FREITAS-NETTO & BARBOSA, 2003; REEVES

et al., 2003), este último é considerado o maior problema para a conservação de pequenos cetáceos em todo mundo (OTT, 1997).

Apesar da considerável pressão antrópica e a alta mortalidade, o boto cinza é classificado como “Dados Insuficientes” para a conservação pelo Plano de Ação para os Mamíferos Aquáticos do Brasil IBAMA-GTEMA (IBAMA, 2001) e pela lista vermelha das espécies ameaçadas de extinção da IUCN 2007. A espécie ainda consta no apêndice I (espécies ameaçadas de extinção) da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES, mas encontra-se ausente da lista brasileira das espécies em risco de extinção exatamente pelo fato dos dados serem insuficientes para adicionar a espécie em alguma categoria de conservação.

1.2.4 - CRUZEIROS DE COLETAS

Foram feitas 135 horas e 25 minutos de esforço total no campo e 26 horas e 57 minutos de esforço amostral, com 17 saídas de campo distribuídas ao longo de 186 dias, entre os dias 5/01/2007 e 10/07/2007. Somando-se todas as saídas de campo, percorreu-se uma distância total de 614.5 km.

Todas as saídas aconteceram em barcos pesqueiros de aproximadamente 7 m equipados com guinchos para a pesca de arrasto de camarão com rede balão e com motor central de 4 ou 3 cilindros (FIG. 6 e 7).

A rota era sempre escolhida pelo mestre e pelo proprietário da embarcação de acordo com a posição do camarão no mar nos dias das saídas, podendo ser próximo a foz do rio Doce, quanto a duas horas deste, viajando a 10 km/h.

A navegação aconteceu em situação de mar variando entre 1 e 3 na escala Beaufort, com algumas situações de mar 4.



Fig 6 e 7: Embarcações utilizadas pela equipe de trabalho no estuário de Regência, ES.

1.2.4.1- Coleta geral de dados

Informações eram coletadas em planilhas por uma pessoa que ficava encarregada somente desta função.

As planilhas apresentam um cabeçalho que consta: início e fim do esforço de campo; tempo de esforço total de campo; distância percorrida no dia; situação da maré (segundo tábua de maré/DHN para o porto da Barra do Riacho); situação do mar (escala *Beaufort*) e direção do vento. Os demais dados eram referentes aos animais, como o nº do grupo por ordem crescente em relação aos encontros, hora inicial e final do esforço amostral, total de tempo observado para cada grupo, posição geográfica inicial do grupo (GPS), tamanho e constituição do grupo, e se havia indivíduos já reconhecidos.

Parâmetros ambientais, meteorológicos e biológicos também eram anotados em uma planilha específica, onde foi feito um *scan* (ALTMANN, 1974; MANN, 1999) de 15 minutos onde eram coletados: hora (segundo o intervalo de 15 minutos); as coordenadas geográficas; salinidade; temperatura da água; direção do vento; velocidade do vento; situação do mar e situação da maré para posterior investigação de relação destes parâmetros ambientais com a ocorrência e comportamentos pelos indivíduos.

Foram feitas 135 horas e 25 minutos de esforço total no campo e 26 horas e 57 minutos de esforço amostral, com 17 saídas de campo distribuídas ao longo de 186 dias, entre os dias 5/01/2007 e 10/07/2007. Somando-se todas as saídas de campo, percorreu-se uma distância total de 614.5 km.

Capítulo I

ESTIMATIVA POPULACIONAL DO BOTO CINZA, *Sotalia guianensis*, EM REGÊNCIA, ES, ATRAVÉS DO MÉTODO DE MARCAÇÃO-RECAPTURA POR FOTO-IDENTIFICAÇÃO INDIVIDUAL

RESUMO

Este capítulo teve como objetivo estimar a população de botos cinza (*Sotalia guianensis*, Van Benedén, 1864) de Regência, ES, através do método de marcação-recaptura utilizando a técnica de foto-identificação, utilizando estimadores probabilísticos para populações fechadas amplamente usados para cetáceos em todo mundo, como *Lincoln-Petersen*, *Schnabel* e *Schumacher-Echmeyer*, e a criação do primeiro catálogo de identificação da espécie no estado do Espírito Santo. A marcação-recaptura por meio de foto-identificação vem sendo utilizada a bastante tempo, tendo iniciado na década de 40 do século passado com animais terrestres. Sua aplicação aos mamíferos marinhos da ordem cetacea iniciou-se no final da década de 70 e desde então vem sendo usada e amplamente aprimorada. Esta técnica permite tomar conhecimento de inúmeros aspectos da biologia e ecologia dos animais fotografados, entre eles a estimativa populacional e aspectos comportamentais. No Brasil a técnica de foto-identificação de *Sotalia guianensis* vem sendo usada com sucesso desde a década de 90. Não foi utilizado nenhum programa para identificação dos botos, somente programas para tratamento de imagem. O baixo aproveitamento de fotos deveu-se ao comportamento dos indivíduos e ao mar agitado de Regência. A porcentagem de indivíduos com marcas naturais foi alta, fato incomum em outras áreas de ocorrência da espécie. Foram identificados 16 indivíduos sendo 7 reavistados. A população variou de acordo com o estimador utilizado, ficando entre 81 (*Schnabel*) e 141 indivíduos (*Lincoln-Petersen*).

Palavras-chave: *Sotalia guianensis*, marcação-recaptura, foto-identificação.

1 – INTRODUÇÃO

No Brasil a técnica de foto-identificação de *Sotalia guianensis* vem sendo usada com sucesso por alguns pesquisadores, como no complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP (SANTOS, 1999), na baía norte de Florianópolis, SC (FLORES, 1999), nas baías de Sepetiba, (SIMÃO *et al.*, 2000) e Guanabara, RJ (PIZZORNO, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2004; AZEVEDO, 2005) e com baleia jubarte, *M. novaeangliae*, não especificamente em águas brasileiras, mas através do Projeto Antártico Brasileiro (DALLA-ROSA *et al.*, 2001).

O desenvolvimento de métodos de identificação individual de cetáceos em vida permite o uso de modelos estatísticos que potencializam a estimativa do tamanho das populações e taxas de sobrevivência de maneira mais confiante do que métodos que utilizam informações provenientes de animais mortos (BUCKLAND, 1990).

O desenvolvimento destas técnicas para estimativas de populações animais por marcação-recaptura gerou um vasto campo de conhecimento, como os trabalhos de BEGON, 1979, SEBER, 1982 e 1986, e KREBS, 1989.

Todavia, para alcançar estimativas fidedignas das populações estudadas, é necessário utilizar estimadores que melhor se enquadrem nas características da população (SEBER, 1982), entretanto, torna-se difícil encontrar um modelo que satisfaça todos os pressupostos necessários, e, para tal, recomenda-se o uso de modelos que violem o menos possível estes pressupostos (KREBS, 1989).

Durante o período de estudo, foram tiradas 1491 fotos, das quais 126 (8,5%) tiveram boa qualidade para análises de marcas naturais na nadadeira dorsal e 43% das fotos correspondeu a indivíduos sem marcas.

O baixo aproveitamento das fotos com qualidade aproveitável para a foto-identificação deveu-se principalmente às condições nem sempre favoráveis do estuário do rio Doce.

Em Regência, 56% dos indivíduos são marcados, que é uma proporção alta se comparada à maioria das populações existentes em outras áreas de ocorrência da espécie no Brasil.

Os grupos permaneceram 94,4% em comportamento, chamado neste estudo, de “pesca oportunista”, apresentando importantes implicações na foto-identificação

Foram identificados 16 botos, catalogados de #1 a #16, dos quais 44% (n=7) foram reavistados.

Elaborou-se um catálogo de identificação para os botos de Regência, sendo este o primeiro catálogo para a espécie no estado do Espírito Santo.

A estimativa da população a partir do estimador de *Lincoln-Petersen*, modificado por CHAPMAN, 1951, alcançou $\hat{N}=141$ e a versão modificada por BAILEY, 1951 para amostras reduzidas, resultou numa estimativa $\hat{N}=134$. O estimador binomial de *Schnabel* apresentou estimativa $\hat{N}=86$. O resultado se assemelhou com o obtido no teste de *Schumacher-Eschmeyer*, $\hat{N}=81$.

2 – MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - Foto-identificação:

As fotos foram tiradas com o auxílio de uma câmera fotográfica digital Canon (acatando sugestão de LEHNER, 1996) modelo EOS Rebel 300D, equipada com lente tele-objetiva Canon Ultrasonic 75-300mm, com abertura (f) de diafragma de 1:4-5.6, com 58mm de diâmetro e filtro UV.

Para armazenamento das fotos durante as etapas de campo, utilizou-se um cartão de memória tipo *Compact Flash* modelo SanDisk Ultra II com capacidade de 1GB e velocidade de armazenamento de mínimo 9MB por segundo, reduzindo o tempo de gravação de imagem e ideal para rápidas capturas, reduzindo o tempo de disparo entre as fotos.

A câmera foi utilizada na pré-configuração no modo “esporte”, utilizada para fotografias com rápida velocidade de disparo do obturador e rapidez de foco ideal para acompanhar os rápidos movimentos do boto cinza.

A lente tele-objetiva foi utilizada no modo AF (*automatic focus*) devido aos movimentos rápidos dos animais na superfície.

Embora a referida câmera disponibilizasse cinco configurações de ISO (100; 200; 400; 800 e 1600), não foi necessário utilizar ISO superior a 100 devido à abundância de luz natural.

O esforço de trabalho ocorria até quando se estendesse a atividade de pesca da embarcação, que geralmente compreendia-se entre as 7:00 e 16:00 horas, porém, dependendo da rota que a embarcação fosse proceder, o esforço podia iniciar antes das 6:30 horas e terminar após as 17:00 horas.

A nadadeira dorsal, utilizada para identificação individual de cetáceos a partir de marcas naturais, foi o alvo preferencial das fotos (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; HAMMOND, 1990; WELLS & SCOTT, 1990).

O fotógrafo, sempre que possível, colocava-se na posição perpendicular ao animal fotografado, e no mesmo plano em relação à nadadeira dorsal deste. (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990; BAIRD *et al.*, 2001).

Fotos com dorsais enquadradas numa distância incompatível com a identificação, fora de foco, com marca escondida ou mascarada pela água, foram descartadas, seguindo padrão

utilizado por todos os pesquisadores citados neste trabalho e envolvidos com foto-identificação.

Seguindo a metodologia de POLLOCK *et al.*, 1990, as fotos dos indivíduos marcados eram catalogadas somente se o indivíduo fosse passível de ser re-identificado caso fosse fotografado novamente.

Não foi considerado o formato da nadadeira dorsal como uma característica para identificação embora alguns pesquisadores utilizem este método. Esta metodologia poder criar uma situação de dúvida, principalmente numa reavistagem, devido a problemas de paralaxe, podendo um indivíduo ser catalogado mais de uma vez quando avistado em dias diferentes sob condições diferentes (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990).

Embora LOCKYER & MORRIS, 1990, tenham defendido a utilização de outras marcas utilizadas para foto-identificação, como arranhões, despigmentação da pele e cicatrizes, esta metodologia não foi utilizada nas identificações por se tratarem de marcas de curta duração (WILSON, 1995; BAIRD *et al.*, 2001) e também pelas características adversas do mar de Regência, que dificultaria a visualização deste tipo de marcas.

Filhotes ainda em estreita companhia das mães e neonatos não foram incluídos nas análises por apresentarem poucas marcas duradouras e por serem difíceis de serem fotografados (baixa capturabilidade) por respirarem em intervalos irregulares e não exporem muito o dorso, além disso, eles emergem muito próximos as mães, dificultando ainda mais uma eventual identificação (KREB, 2004).

Neonatos foram classificados como tal, se possuísem, no máximo, 1/3 do tamanho corporal de suas mães. A tonalidade de cinza da pele, sugerido por GEISE *et al.*, 1999, não foi considerada como critério de determinação etária dos indivíduos devido a possibilidade do surgimento de dúvidas, pois a determinação do tom de cinza poderia ser mascarada, no momento da observação, por vários fatores, como a posição do sol, posição da embarcação, estado do mar, chuva e nebulosidade.

Para obtenção do percentual de indivíduos sem marcas, dividiu-se o número de fotos com indivíduos não-marcados pelo total de fotos úteis, como utilizado por AZEVEDO, 2005.

Embora se considere adequado, porém não imprescindível, a utilização de um programa computacional para auxiliar nas identificações dos animais não foi necessária (segundo sugestão de MIZROCH *et al.*, 1990), devido a pequena população de botos de Regência (sugerido por ZERBINI, comunicação pessoal), aliada à dificuldade de eficiente marcação-recaptura no estuário do rio Doce impostas pelas condições do mar.

A opção de não utilização de programa específico para identificação de cetáceos tem sido utilizada pela maioria dos trabalhos envolvendo foto-identificação no Brasil (SANTOS, 1999; FLORES, 1999; PIZZORNO, 1999; SIMÃO *et al.*, 2000; AZEVEDO, 2005; NERY, 2008).

Foram utilizados programas para outras finalidades, como o programa *ACDSee Pro 2* versão 2.0 (FIG. 5) para catalogação, visualização, informações sobre as fotos, tais como especificações técnicas da câmera no momento do disparo e alguns tratamentos superficiais de imagem como redução, ampliação em pixels e modificação na extensão do arquivo; além do programa *Adobe Photoshop CS3* versão 10.0.1 (FIG. 6) para tratamentos mais detalhados de imagem como cortes sem perda de qualidade na imagem e tratamento de exposição e de cores e elaboração dos croquis das dorsais (adaptado de DEFRAN *et al.*, 1990. Ver metodologia empregada no item 2.2 deste capítulo).

As fotos eram preferencialmente tiradas quando o animal fotografado encontrava-se entre o fotógrafo e o sol, permitindo, dessa forma, que a incidência dos raios solares revelasse a silhueta da nadadeira dorsal do animal, facilitando a posterior análise de marcas naturais na borda da nadadeira.

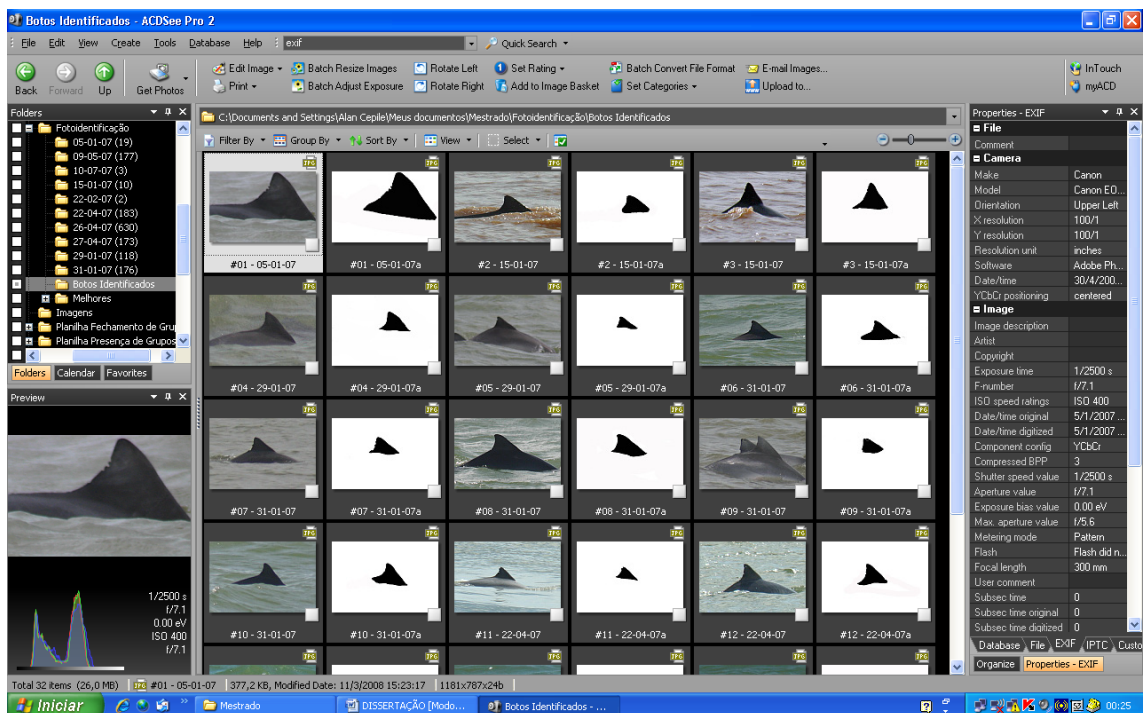





FIG. 5: Imagem do programa *ACDSee Pro 2* versão 2.0, mostrando as pastas dos arquivos, prévia da foto visualizada e histograma (coluna esquerda); fotos e croquis das dorsais (centro) e propriedades da foto visualizada (coluna direita).



2.2 – Novo método para elaboração dos croquis das dorsais

A área de Regência apresenta condições de navegação muito particulares principalmente por se tratar de mar aberto, o que, de certa forma, não favorece muito o trabalho de foto-identificação devido às intempéries impostas pelo ambiente, não raramente adversas.

Em vista desta dificuldade de fotografar os animais devidamente e no intuito de elaborar uma metodologia (adaptada de DEFRAN *et al.*, 1990) que auxiliasse na identificação dos animais, minimizando a chance de equívocos nas identificações, otimizando o tempo gasto nas análises e adaptando a metodologia existente às novas tecnologias disponibilizadas pela fotografia digital e pela informática, foi desenvolvida uma técnica de confecção de croquis das nadadeiras dorsais utilizando o programa computacional *Adobe Photoshop CS3 Extended*, versão 10.0.1.

Antes da elaboração do croqui propriamente dito, algumas fotos tiveram que ser cortadas e/ou a nadadeira dorsal aproximada sem perda de qualidade em pixels, neste caso utilizou-se, no mesmo programa, a ferramenta *crop* (cortar), representado pelo ícone  situado na barra vertical de ferramentas do lado esquerdo da tela do programa. Os campos *width* (largura) e *height* (altura) situados na barra de ferramentas servem para ajustar a área exata que se pretende utilizar na foto. O campo *resolution* (resolução), na mesma barra, deve permanecer da forma como quando o programa é aberto, em branco, sem nenhum valor, assegurando assim, que a qualidade (em *pixels* para impressão) não será alterada.

Com a imagem da dorsal devidamente selecionada e pronta para ser trabalhada, selecionou-se a ferramenta *quick selection* (seleção rápida), representado pelo ícone  na mesma barra vertical de ferramentas de onde foi selecionada a ferramenta *crop*. Inicialmente, ao se abrir o programa, esta ferramenta pode estar com o ícone *magic wand tool*  (varinha mágica), neste caso basta dar um clique demorado sobre este ícone para que a opção *quick selection* apareça e possa ser selecionada.

Selecionando a ferramenta *quick selection*, o programa disponibiliza 3 opções diferentes desta mesma ferramenta na barra de ferramentas superior, a opção *subtract from selection* (subtraindo da seleção) com o sinal de negativo , e *add to selection* (adicionar a seleção) com o sinal positivo .

A opção *auto-enhance* (auto-realce), na mesma barra de ferramentas, deve estar selecionada de modo a obter o melhor resultado na seleção.

Com a *quick selection* selecionada, para começar a elaborar o croqui, basta manter o botão esquerdo do mouse pressionado e passar o ponteiro sobre a área da imagem que se deseja selecionar, como se estivesse pintando a dorsal. A própria sensibilidade desta ferramenta se encarrega de selecionar somente a borda da dorsal do animal onde se encontram as marcas naturais.

Caso haja algum erro de seleção, ele pode ser facilmente reparado utilizando a opção *subtract from selection* (subtrair da seleção) dando cliques simples sobre a área selecionada por engano e depois continuar a seleção de maneira correta. Outra opção é clicar em *select* (seleção) na barra de ferramentas superior e depois escolher *deselect* (desselecionar) para desselecionar tudo e recomeçar a seleção do zero.

O tamanho do ponteiro pode ser regulado, conforme a dimensão da foto trabalhada, clicando em *brush* (pincel) e regulando o tamanho em *diameter* (diâmetro) movendo-o para a esquerda ou direita.

Terminada a seleção, é importante para as análises que somente o croqui da nadadeira dorsal seja salvo, sem a presença de quaisquer elementos que estejam no ambiente, pois, por exemplo, o próprio mar muitas vezes acaba causando uma situação de dificuldade nas identificações devido a possibilidade de ondas, espuma, reflexos do sol e borrifos de água, causada pela própria natação do golfinho ao fundo da foto, além das porções terrestres e de embarcações que também podem prejudicar as identificações.

Para deixar somente a dorsal no croqui, clica-se em *select* na barra de ferramentas superior e em seguida *inverse* (inverter) para que toda a imagem seja selecionada exceto a própria dorsal que foi selecionada previamente.

Invertida a seleção da imagem, clica-se em *eraser tool* (borracha) na barra vertical selecionando a cor branca na mesma barra de ferramentas e, deixando o botão do mouse pressionado e passando pela imagem, apaga-se toda foto permanecendo apenas a dorsal. Pode-se passar a borracha (ponteiro) por sobre a dorsal que ela não se apagará. Notar que talvez seja necessário aumentar o tamanho da borracha e, para isso, basta clicar em *brush* para aumentá-lo de acordo.

Para tornar a dorsal ainda mais visível, realçando as marcas naturais, tornando-as mais visíveis e facilitando assim as análises, pinta-se de preto a dorsal. Para isso reverte-se mais uma vez a seleção da imagem, clicando novamente em *select*, na barra superior, e depois em *invert* para resselecionar a dorsal. Seleciona-se a cor preta na barra vertical e depois, com o

botão do mouse pressionado, pinta-se a dorsal. Pode-se passar o ponteiro no fundo branco que ele não será pintado de preto.

Para finalizar o croqui, basta clicar novamente em *select*, na barra superior, e escolher *deselect* (desselecionar) e o croqui está pronto.

Neste trabalho, por considerarmos mais conveniente e para facilitar as análises e a visualização das fotos e croquis dos botos identificados, os croquis das dorsais foram salvos no mesmo arquivo das fotos das dorsais identificadas, inserindo apenas a letra “c” (de croqui) no nome do arquivo, de forma que ficassem em seqüência, por exemplo, #01 para a foto do boto identificado e #01c para o croqui do mesmo boto, conforme mostrado na FIG. 5 pelo programa *ACDSee Pro 2*.

Estes croquis, elaborados no *Adobe Photoshop CS3*, podem ser elaborados em versões mais antigas do programa, as versões CS e CS2, porém a ferramenta utilizada para esta finalidade não é a *quick selection*, disponível apenas na versão mais nova, e sim a *magic wand tool* (varinha mágica), isso faz com que estas versões mais antigas apresentem dificuldades para a elaboração dos croquis devido a imprecisão da ferramenta varinha mágica para detalhar de maneira fiel a borda da nadadeira dorsal, podendo originar uma imagem equivocada das marcas naturais, o que poderia resultar em erros de análise, isso faz com que os pesquisadores sejam obrigados a trabalhar exclusivamente com fotos de excelente qualidade para tentar minimizar a imprecisão das versões mais antigas do programa, o que nem sempre é possível.

Além disso, o uso desta ferramenta demanda um tempo consideravelmente maior para confecção dos croquis e, por causa destes detalhes, recomendamos fortemente que seja utilizada a versão CS3 do programa para economizar tempo e conseguir resultados mais fieis.

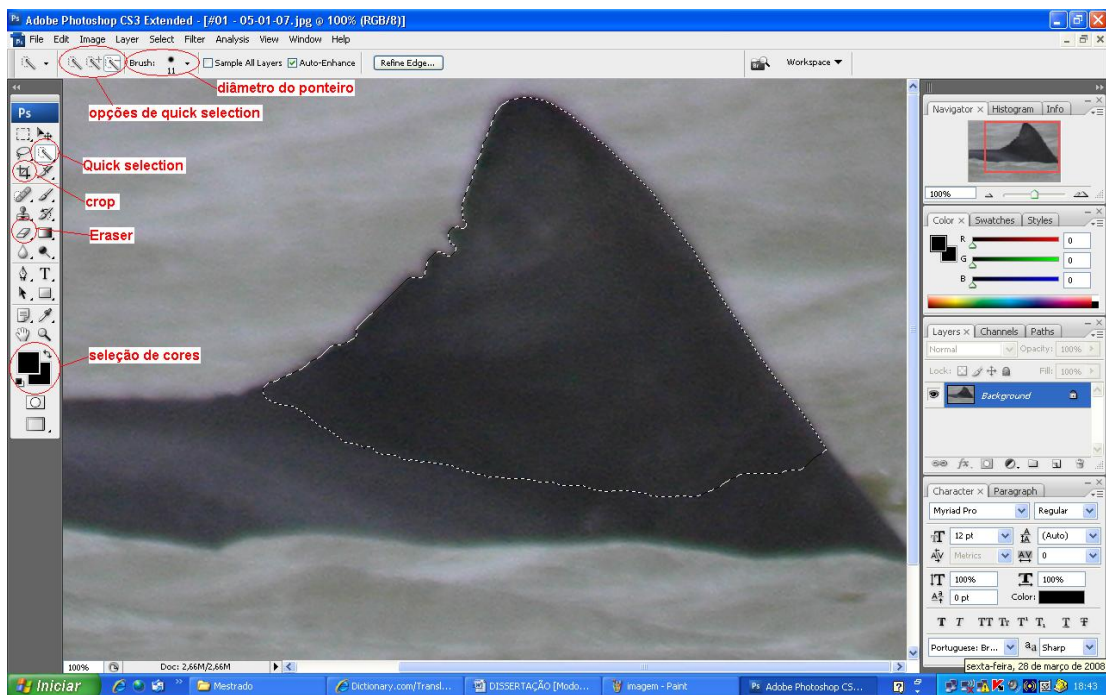


FIG. 6: Ilustração da elaboração do croqui da dorsal do boto #01 e das ferramentas utilizadas.

2.3 - Estimativa Populacional:

Para estimar a população de botos de Regência, utilizou-se o método de marcação-recaptura por meio da técnica de foto-identificação associada a estimadores usados para estimar populações de mamíferos.

O método de marcação-recaptura por fotografia obedece à premissa de que um animal é capturado (fotografado), catalogado (via marcas naturais na nadadeira dorsal) e depois “liberado” de volta na população. Ao se proceder uma nova sessão de captura, é razoável assumir que a proporção de indivíduos recapturados nesta sessão, seja proporcionalmente igual ao tamanho da população (SUTHERLAND, 1996).

Foi utilizado o programa *Ecological Methodology*, versão 5.1 (KREBS, 1998), fazendo uso de testes aplicados para populações fechadas, ou seja, modelos estatísticos que assumem que, na população estudada, não ocorreu chegada ou saída de indivíduos por natalidade, mortalidade, emigração e imigração durante o período de estudo.

Foi aplicado inicialmente o teste de *Lincoln-Petersen* (LINCOLN, 1930; PETERSEN, 1898) modificado por CHAPMAN, 1951, por ser considerado o modelo mais básico para estimativa populacional (SUTHERLAND, 1996; KREBS, 1998) e indicado para pequenas populações (MENKENS JR & ANDERSON, 1988) embora alguns autores afirmem o contrário (KREBS, 1998).

O teste de *Lincoln-Petersen* envolve uma sessão de captura e outra de recaptura. Para que este teste seja válido, além da população ser fechada, quatro pressupostos devem ser considerados:

- (1) a população permanece constante durante o período de estudo;
- (2) as coletas de dados são obtidas de forma aleatória;
- (3) todos os indivíduos possuem a mesma chance de serem capturados;
- (4) os animais não perderão as características de identificação ao longo do período de estudo (SUTHERLAND, 1996; KREBS, 1998).

KREBS, 2004, complementa como premissas, que os indivíduos com marcas devem ser prontamente reconhecidos quando encontrados.

A capturabilidade pode variar por alguns fatores específicos, que são a idade (KREBS, 1998) e o comportamento (WHITEHEAD *et al.*, 2000). Jovens e filhotes podem apresentar capturabilidade diferente dos adultos e, portanto, foram excluídos do trabalho de marcação-recaptura.

Equação do método de *Lincoln-Petersen* modificada por CHAPMAN, 1951, e recomendada por SEBER, 1982:

$$\hat{N} = \frac{(n_1+1)(n_2+1)}{(m_2+1)} - 1$$

Por ser um estimador simples, que leva em consideração duas sessões de captura e recaptura, o modelo de *Lincoln-Petersen*, quando utilizado para pequenas populações, pode resultar em uma estimativa viciada, principalmente se o número de recapturas for baixo. Neste caso foi utilizado um segundo modelo modificado de *Lincoln-Petersen* para pequenas amostras proposto por BAILEY, 1951:

$$\hat{N} = \frac{n_1(n_2+1)}{(m_2+1)}$$

O estimador de *Schnabel* (SCHNABEL, 1938) segue as mesmas premissas do estimador de *Lincoln-Petersen*, porém é mais apropriado para situações onde ocorrem diversas sessões de captura. Este estimador consiste na média ponderada de vários estimadores calculados para dias sucessivos (KREBS, 1998).

Equação do método de *Schnabel*:

$$M_t = \sum_{i=1}^{t-1} u_i$$

Foi utilizado também um teste mais sensível para o modelo de *Schnabel* que considera quantas vezes os animais foram capturados, o teste de *Schumacher-Eschmeyer* (SCHUMACHER & ESCHMEYER, 1943), que corresponde ao mais robusto estimador populacional segundo SEBER, 1982.

Equação do método de *Schumacher & Eschmeyer*:

$$\hat{N} = \frac{\sum_{i=1}^s (n_{2i} M_i^2)}{\sum_{i=1}^s (m_{2i} M_i)}$$

Outro método utilizado foi o teste de distribuição de *Poisson* (CAUGHLEY, 1977 *apud* SUTHERLAND, 1996), considerado mais sensível que o teste de *Schnabel*. O resultado deste teste, com razão superior a 0.25, levou a utilização da estimativa binomial de *Schnabel* (KREBS, 1998), sugerido por SEBER, 1982.

Equação do teste de distribuição de *Poisson*:

$$P(x) = \frac{\lambda^x e^{-\lambda}}{x!}$$

Legenda:

\hat{N} = Estimativa populacional

n_1 = n° de indivíduos marcados e soltos no primeiro momento

n_2 = n° total de indivíduos capturados no segundo momento

m_2 = n° de indivíduos marcados capturados no segundo momento

M_i = n° de indivíduos marcados na população antes do momento i

U_i = n° de indivíduos não marcados no momento i

Z = distribuição

\bar{x}_T = n° de vezes que um indivíduo foi capturado

e = n° de *Euler* (2,71828...)

3 - RESULTADOS

3.1 - Foto-identificação:

Foram gastas 134 horas de esforço total e 29 horas de esforço amostral para foto-identificar os animais, percorrendo um total de 615 km divididos em 17 dias de campo, dos quais 2 dias sem a presença de animais devido ao mau tempo, o que se pode dizer que em condições meteorológicas aceitáveis para navegação, os botos provavelmente estariam presentes em 100% das saídas de campo.

Os cruzeiros para coleta de dados aconteceram com mar ≤ 4 na escala *Beaufort*. Durante o período de estudo, foram tiradas, entre 5/01/2007 e 9/05/2007, 1491 fotos, das quais 126 tiveram boa qualidade para análises de marcas naturais na nadadeira dorsal, o que corresponde a 8,5% de aproveitamento e 43% das fotos corresponde a indivíduos sem marcas.

Ao longo do período de estudo, os botos formaram 55 grupos contabilizando 223 indivíduos avistados. Os grupos permaneceram 94,4% em comportamento chamado neste estudo de “pesca oportunista”, apresentando importantes implicações na foto-identificação (ver discussão) com uma média de 4 indivíduos por grupo.

O intervalo entre o primeiro animal marcado e o último foi de 124 dias. O primeiro indivíduo foi marcado no dia 5/01/2007 na primeira saída de campo, e o último no dia 9/05/2007, que correspondeu ao último dia de campo com marcação-recaptura, já que houve mais duas saídas sem a possibilidade de uso de equipamento fotográfico devido ao mau tempo.

Foram identificados 16 indivíduos, catalogados de #1 a #16 (FIG. 7), dos quais 44% (n=7) foram reavistados.

Elaborou-se um catálogo de identificação para os botos de Regência, sendo este o primeiro catálogo para a espécie no estado do Espírito Santo.

Incluindo a marcação o indivíduo #1 foi fotografado cinco vezes, o indivíduo #11 quatro vezes, os indivíduos #6 e #8 três vezes e os indivíduos #4, #5 e #12 duas vezes.

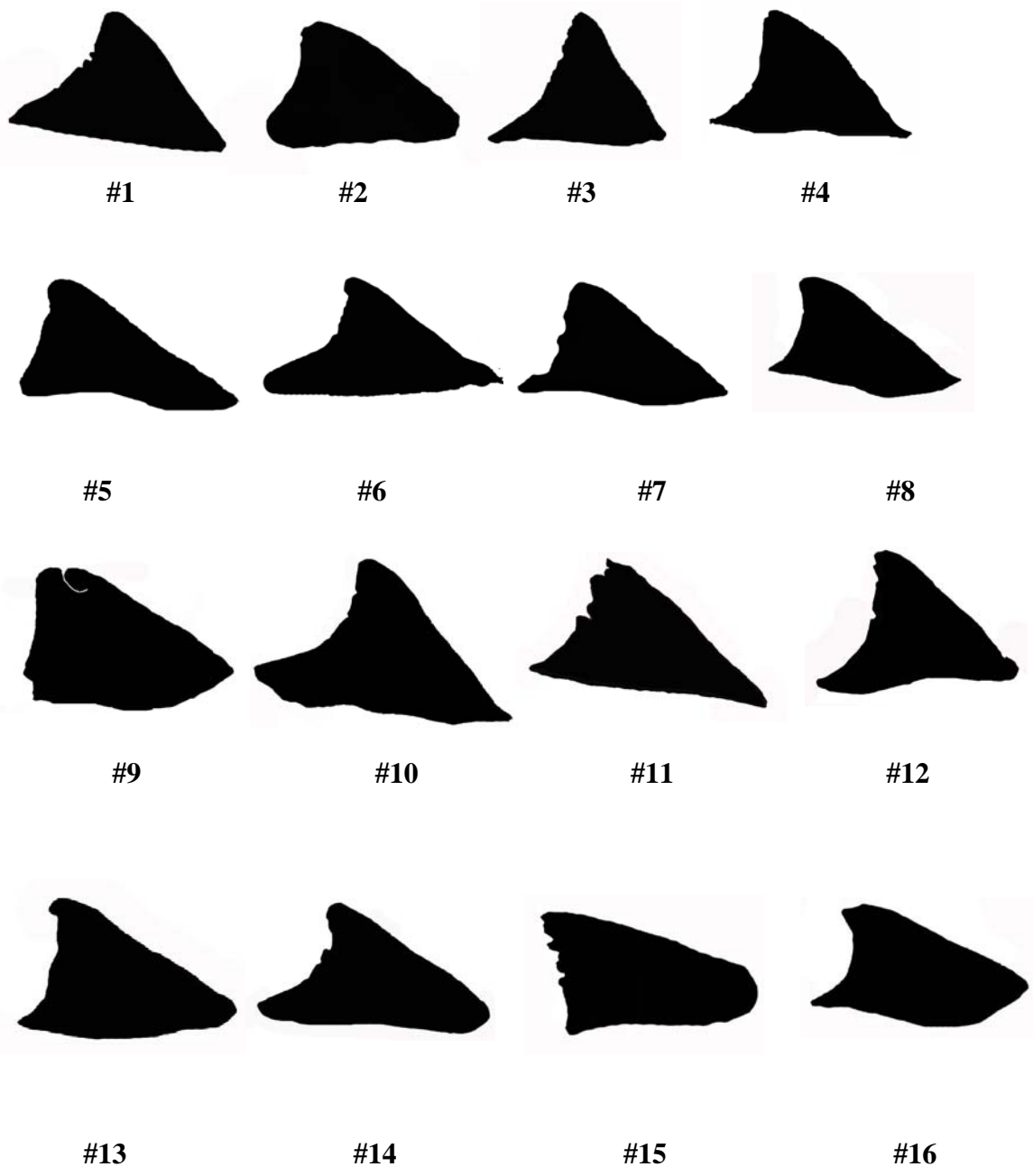


FIG. 7 – Croquis das nadadeiras dorsais dos 16 indivíduos marcados e catalogados durante o período de foto-identificação em Regência, ES.

3.2 - Estimativa populacional:

A estimativa da população dos botos de Regência a partir do estimador de *Lincoln-Petersen*, modificado por CHAPMAN, 1951, alcançou $\bar{N}=141$; 90% CL=101-278, e a versão modificada por BAILEY, 1951 para amostras reduzidas, resultou numa estimativa $\bar{N}=134$; 90% CL=96-263.

O estimador binomial de *Schnabel* apresentou estimativa $\bar{N}=86$; 90% CL=64-131. O resultado ficou bastante parecido com o obtido no teste de *Schumacher-Eschmeyer*, $\bar{N}=81$; 90% CL=64-131.

O teste de distribuição de *Poisson* foi aplicado nos dados de capturas e o principal número estimado de capturas ficou acima da relação determinada pelo teste ($Z=0,68 > 0,25$), neste caso, SEBER, 1982, recomenda que seja levado em consideração o resultado do estimador binomial de *Schnabel*.

4 - DISCUSSÃO

4.1 - Foto-identificação:

Nas diversas áreas de estudo onde ocorrem populações de *Sotalia guianensis* no Brasil, é normal encontrarmos uma alta taxa de avistagens pelos cruzeiros de pesquisa.

Em Regência, levando em consideração que uma saída de campo foi em situação bastante desfavorável (23/05/2007) em relação ao mau tempo, o aproveitamento foi de 94,1%.

AZEVEDO, 2005, FLORES & FONTOURA, 2006 e NERY, 2008, avistaram botos em 100% das saídas de campo na baía de Guanabara, RJ, baía Norte, em Florianópolis, SC, e baía de Sepetiba, RJ, respectivamente.

LODI, 2003, obteve 94,5% na baía de Paraty, RJ; ARAÚJO *et al.*, 2001, obtiveram 89,8% estudando a população local a partir de ponto-fixa na praia da Pipa, em Tibau do Sul, RN, resultado praticamente idêntico ao encontrado por SOUTO *et al.*, 2006, que tiveram resultado de 89,9% na mesma área de estudo.

O resultado obtido em Regência apenas sugere o que vem ocorrendo em outras áreas de vida de *S. guianensis*, um alto grau de residência, por isso os animais são encontrados em quase todas as saídas de campo.

O baixo aproveitamento das fotos com qualidade aproveitável para a foto-identificação (8,5%) deveu-se principalmente às condições nem sempre favoráveis do estuário do rio Doce.

A barra de Regência é reconhecidamente a mais perigosa do estado do Espírito Santo (REIS, 2003, e comunicação pessoal com pescadores).

Além do fator das condições de navegação do mar de Regência, há outros dois fatores considerados incontornáveis: a variação estacional e as condições do tempo (SUTHERLAND, 1996).

Outro fator que influenciou neste baixo número de fotos úteis foi o comportamento dos indivíduos durante as sessões de marcação.

SIMÃO *et al.*, 2000, em um estudo envolvendo foto-identificação na baía de Sepetiba, afirmaram que quando em atividade de pesca, a obtenção de boas fotos torna-se mais difícil devido à impossibilidade de se prever o local onde os animais irão emergir para respirar, e, com isso, deixar preparado o foco da câmera, e que esta é uma das principais razões para o baixo aproveitamento das fotos úteis obtidas naquele estudo (14%) uma vez que 60,5% do total de horas de observação foram gastas com os botos em atividades de pesca. Além disso, a

população da baía de Sepetiba estava concentrada em regiões próximas à entrada da baía, local com intensa dinâmica de ondas.

Outro estudo na baía de Sepetiba, sob orientação da primeira autora do trabalho anterior, confirmou as dificuldades de foto-identificação naquela área de ocorrência de *S. guianensis* e obteve 17% de aproveitamento de fotos úteis para análises (CAMPOS *et al.*, 2005).

Um estudo anterior a estes realizado em Sepetiba indicou que a atividade forrageadora constituiu apenas 27,6% do total observado, porém, mesmo assim, esta atividade apresentou uma importância considerável, uma vez que constitui-se na segunda atividade mais praticada pelos indivíduos, perdendo apenas para a atividade de deslocamento com 31% (PEREIRA, 1999 *apud* SIMÃO & POLETTO, 2002).

DI BENEDITTO *et al.*, 2001, num estudo em Atafona, norte do estado do Rio de Janeiro, constatou que a “pesca cooperativa” foi o comportamento mais comum para aquela população.

EDWARDS & SCHNELL, 2001, obtiveram resultado semelhante na reserva de *Cayos Miskito*, na Nicarágua, onde o forrageio foi a categoria comportamental mais observada entre 5 grandes categorias determinadas pelos observadores.

SPÍNOLA, 2006, observou que *S. guianensis*, na barra do rio Paraguaçu, Baía de Todos os Santos, Bahia, apresentou 68,4% de comportamento de alimentação.

Os resultados destes trabalhos citados aliados aos resultados encontrados em Regência indicam que o forrageio, estado comportamental que proporciona maior dificuldade para a foto-identificação, é, no geral, o comportamento mais praticado pelas populações de *S. guianensis*.

Em Regência, em parte devido à metodologia dos cruzeiros de observação, os grupos foram encontrados sempre em comportamento de forrageio, chamado, neste estudo, de “pesca oportunista”, devido à simplicidade e facilidade com que os animais aproveitavam a atividade de pesca de arrasto para obtenção de alimento fácil.

Esta estratégia, provavelmente aprendida, não requer movimentos rápidos e bruscos por parte dos animais, o que poderia tornar as capturas menos difíceis, porém em Regência há o fator limitante da condição do mar, que dificulta sensivelmente a obtenção de uma boa quantidade de fotos úteis para análise.

Este fator limitante foi o principal entrave para a atividade de marcação-recaptura encontrada durante o período de estudo por se tratar de mar aberto, com águas desprotegidas

onde foi freqüente a coleta de dados com mar 3 e algumas situações de mar 4 (escala *Beaufort*), aliada às intempéries da barra do rio Doce.

Além deste fator, há também a dificuldade de fotografar um animal cujo comportamento de superfície é bastante curto (SIMÃO *et al.*, 2000).

PIZZORNO, 1999, foto-identificando *S. guianensis* no interior da baía de Guanabara, RJ, obteve 15% de aproveitamento; NERY, 2008, obteve 29% na baía de Sepetiba, RJ, FLORES, 1999, obteve 30% na baía Norte, SC; AZEVEDO, 2005, obteve 31% na baía de Guanabara e SANTOS, 1999, obteve 36% em Cananéia, SP, porém, fazendo uso de outros meios de identificação, como marcas na pele dos animais.

MORTON, 2000, foto-identificando golfinho-de-flanco-branco-do-pacífico, *Lagenorhynchus obliquedens*, no arquipélago de Broughton, Canadá, obteve 22% de aproveitamento utilizando também outros meios de identificação além das marcas na nadadeira dorsal.

Embora todos estes estudos tenham tido um aproveitamento bastante superior ao presente estudo, é importante salientar que todas estas áreas correspondem a águas protegidas, com melhores condições de mar e navegação, facilitando a atividade de marcação-recaptura. Além disso, outras características ambientais e comportamentais devem ser levadas em consideração.

A taxa de reavistagens em Regência foi de 44%, ou seja, menos da metade de indivíduos catalogados foram avistados mais de uma vez, o que pode ser um forte indicador de que a população não foi suficientemente amostrada. Isso pode ser explicado pela área de estudo se tratar de mar aberto, sem as restrições espaciais impostas por baías protegidas.

Comparando com outros estudos, AZEVEDO *et al.*, 2004, obtiveram 94% na baía de Guanabara; FLORES, 1999, obteve 86% na baía Norte; SANTOS *et al.*, 2001, obtiveram 85% em Cananéia e NERY, 2008, obteve 40% na baía de Sepetiba. A baixa taxa de reavistagens deste último trabalho pode ser explicada pelo tamanho da população de *S. guianensis* da baía de Sepetiba, reconhecidamente a maior do Brasil.

Em Regência, 56% dos indivíduos são marcados, que é uma proporção alta se comparada à maioria das populações existentes em outras áreas de ocorrência da espécie no Brasil. Esta porcentagem foi obtida dividindo a quantidade de indivíduos marcados pelo total de fotos com qualidade para identificação, porém, o resultado obtido pode estar mascarado pelo baixo aproveitamento de fotos úteis devido às condições climáticas de Regência.

OTIS *et al.*, 1978, afirma que variações nas condições climáticas podem afetar as probabilidades de captura.

Na baía Norte, 50% dos botos possuem marcas (FLORES, 2003), em Cananéia a proporção foi de 30% (SANTOS, 2004), resultado semelhante ao obtido em um estudo subsequente com a mesma população que resultou em 27% de animais marcados (SANTOS & ZERBINI, 2006).

A população da baía de Guanabara pode ser considerada uma exceção, os botos marcados representam 74% da população e esta proporção resulta da quantidade de material sólido em excesso nas águas da baía de Guanabara (AZEVEDO, 2005).

O mesmo autor sugere que esta diferença na proporção de indivíduos marcados pode estar relacionada às diferenças comportamentais dos indivíduos, que podem ter interações agressivas em níveis distintos entre as áreas, além da falta de padronização entre as metodologias de análise das fotografias, que também pode vir a ser parcialmente responsável pela diferença na proporção de indivíduos marcados em cada população.

Informações geradas através de análises de marcação-recaptura por foto-identificação é o método mais apropriado para estimar populações de cetáceos com altas proporções de indivíduos marcados (THOMPSON *et al.*, 2004).

A área do estuário de Regência apresenta grande quantidade de redes de espera, dificultando inclusive o trânsito das próprias embarcações pesqueiras que utilizam outras estratégias de pesca como o arrasto e espinhel.

Estes artefatos estão concentrados em um espaço bastante reduzido do estuário, que é um local muito utilizado pelos botos. Se esta proporção de animais marcados estiver correta, esta situação pode estar contribuindo para o considerável índice de indivíduos marcados da população local de *S. guianensis*.

Vale ressaltar que a localidade de Regência é considerada uma área de grande risco para os pequenos cetáceos devido a esta grande quantidade de redes de espera (FREITAS NETTO, 2003).

4.2 - Estimativa populacional:

O estimador de *Lincoln-Petersen* é considerado o mais simples modelo de marcação-recaptura por envolver uma simples sessão de captura dos animais, e uma segunda sessão de recaptura na mesma população (SUTHERLAND, 1996; KREBS, 1998).

O procedimento básico consiste em proceder ambas as etapas em um curto espaço de tempo, analisando possíveis marcas nas nadadeiras dorsais dos golfinhos.

A segunda sessão de recapturas deve ser de maneira randômica para tornar o modelo válido e todos os indivíduos devem ter igual chance de serem capturados e reavistados.

Esta segunda premissa é foco de discussão, uma vez que diferentes indivíduos podem apresentar diferentes preferências por sub-áreas dentro de uma área de moradia e alguns destes indivíduos podem preferir áreas onde as rotas raramente passam, fazendo com que a população amostrada seja apenas uma parte desta (WILSON *et al.*, 1997; BAIRD *et al.*, 2001).

Em algumas situações pode ocorrer mais de uma “comunidade” de golfinhos dentro de uma mesma área de moradia (ROSSBACH & HERZING, 1999; GUBBINS, 2000).

Diferenças de gênero também podem interferir (WELLS & SCOTT, 1990), além disso, alguns indivíduos podem ser mais ou menos permissivos às embarcações (indivíduos *trap-shy* e *trap-happy*) e por isso apresentarem diferentes índices de capturabilidade (OTIS *et al.*, 1978 *apud* FERNANDEZ, 1995).

Indivíduos podem alterar seu comportamento dependendo de quanto eles estão visíveis para outros indivíduos e também para os observadores (MANN, 1999).

Indivíduos menos permissivos às embarcações (indivíduos *trap-shy*) levam a resultados superestimados da população estudada, enquanto que indivíduos permissivos (indivíduos *trap-happy*) produzem resultados supraestimados para o tamanho da população (SUTHERLAND, 1996).

KARANTH *et al.*, 2006, afirmaram que é injustificado considerar que todos os indivíduos de uma população têm a mesma chance de serem capturados.

De fato, segundo FERNANDEZ, 1995, um dos problemas que mais seriamente afeta os estimadores probabilísticos simples para populações fechadas, como *Lincoln-Petersen* modificado por Chapman, *Lincoln-Petersen* modificado por Bailey e outros menos utilizados, é a violação do pressuposto de igual capturabilidade.

CAUGHLEY, 1977, afirma que indivíduos apresentarem diferentes índices de capturabilidade está mais para uma regra do que para uma exceção.

OTIS *et al.*, 1978; elaboraram 3 tipos básicos de violações dos pressupostos, que são: (I) as probabilidades de captura variam, na população como um todo, com o tempo ao longo da sessão de amostragem (modelo *Mt*); (II) probabilidades de captura variam devido as respostas comportamentais à captura (modelo *Mb*); (III) as probabilidades de captura variam

de acordo com as características dos indivíduos (heterogeneidade entre sexos, entre idades, de acordo com a posição social: modelo *Mh*).

O pressuposto pode ser violado em mais de uma destas razões, atuando em conjunto, ocasionando outros quatro tipos de violações, resultantes da ação conjunta entre as mesmas: *Mtb*, *Mth*, *Mbh* e *Mtbh*.

Os autores verificaram a robustez destes modelos para estimar N para populações fechadas e concluíram que *Mtb*, *Mth* e *Mtbh* sequer contam com soluções adequadas para quando o pressuposto de igual capturabilidade é violado.

O modelo de *Lincoln-Petersen* é extremamente dependente de obediência das 4 premissas descritas na metodologia das estimativas deste estudo, que é um objetivo difícil de ser alcançado devido a pouca sofisticação deste estimador, que apresentou a maior estimativa para a população de Regência, mesmo sendo o modelo proposto por CHAPMAN, 1951, modificado para tentar evitar estimativas viciadas, como também o modelo modificado por BAILEY, 1951, para pequenas amostras.

Apesar de alguns autores (MENKENS JR. & ANDERSON, 1988; FERNANDEZ, 1995; CASTRO & ROSA, 2005) afirmarem que este teste é bastante específico para pequenas populações com amostragens reduzidas, o modelo de *Lincoln-Petersen* aparentemente resultou numa estimativa superestimada da população de *S. guianensis* de Regência, mesmo o teste especificamente modificado para pequenas amostras (*Bailey*) que diferiu muito pouco no resultado.

Esta tendência do teste de *Lincoln-Petersen* de superestimar o tamanho das populações é alertada por KREBS, 1998, principalmente se o número de recapturas for baixo.

É particularmente difícil averiguar se as premissas de *Lincoln-Petersen* estão sendo seguidas. A premissa 2 (as coletas de dados são obtidas de forma aleatória) e 4 (os animais não perderão as características de identificação ao longo do período de estudo) são mais fáceis de serem confirmadas, porém, as premissas 1 (a população permanece constante durante o período de estudo) e 3 (todos os indivíduos possuem a mesma chance de serem capturados) não.

A premissa 2 depende apenas de uma programação antecipada que considere a forma aleatória de coletas de dados, entretanto esta premissa passa a ser difícil de ser controlada quando os embarques ocorrem em barcos pesqueiros onde as rotas estão pré-estabelecidas.

A premissa 4 não é quebrada pela marcação-recaptura por intermédio de fotografias e o pesquisador deverá ter especial atenção nos tipos de marcas que estarão sendo consideradas para as análises.

A premissa 1 talvez seja a mais difícil de ser testada, pois nascimentos, mortes, imigração e emigração são eventos que podem ocorrer em qualquer tempo. O período de coletas de dados de marcação-recaptura em Regência durou 124 dias, que é considerado um período curto (ZERBINI, comunicação pessoal) onde assumimos que a população era fechada durante este intervalo de tempo, desconsiderando a existência da chegada e saída de indivíduos na população durante o período de marcação-recaptura.

KREB *et al.*, 2004, sugere que, para evitar resultados viciados de estimativa populacional, o ideal é proceder duas largas sessões de fotografias, cobrindo toda a área de distribuição dos indivíduos com um intervalo mínimo de tempo.

É importante salientar que modelos de populações fechadas, quando aplicados em populações abertas, resultam em uma população superestimada, fato que não ocorre quando um modelo para populações abertas é aplicado a populações fechadas. Isso ocorre porque os modelos para populações abertas apresentam menor número de premissas a serem obedecidas, mas que também podem ser violadas (SUTHERLAND, 1996).

O motivo pelo qual estes modelos para populações abertas não são aplicados a todas as populações, abertas ou fechadas, reside no fato de que, apesar destes não apresentarem resultados viciados, eles são pouco precisos nas estimativas (SUTHERLAND, 1996).

O estimador de *Schnabel* basicamente segue o mesmo modelo de *Lincoln-Petersen*, porém, mais apropriado para situações em que os animais são capturados em diversas ocasiões de amostragens (SUTHERLAND, 1996; KREBS, 1998).

SUTHERLAND, 1996, afirma que para aumentar a precisão da estimativa populacional é necessário que a proporção de indivíduos marcados seja alta. Este autor argumenta que esta alta proporção é o melhor aliado para limitar a chance de estimativas viciadas, que podem aparecer devido à violação de pressupostos.

A população de Regência foi estimada em 81 indivíduos levando em consideração todas as quatro premissas do teste de *Lincoln-Petersen* discutidas anteriormente.

Mesmo sendo um estimador voltado para populações fechadas, a chegada e saída de animais na população é possível mesmo em um curto período de amostragens, por isso há uma variação do modelo de *Schnabel*, o teste de *Schumacher-Eschmeyer*, considerado o mais

robusto estimador populacional (SEBER, 1982), que foi aplicado aos dados, porém com pouca diferença para o modelo de *Schnabel*, indicando uma população de 86 indivíduos.

Em vista desta paridade entre ambos estimadores, foi utilizado um teste de igual capturabilidade, que é um teste mais sensível para metodologias que utilizam marcas naturais como alvo de captura e identificação (SUTHERLAND, 1996), que é o teste distribuição, ou de igual capturabilidade (*zero-truncated Poisson test for equal catchability*, KREBS, 1998), de *Poisson*.

Quando o resultado deste teste é superior a $P=0,25$ (Regência: $P=0,68$) é recomendado por SEBER, 1982, que seja considerado o N binomial de *Schnabel* (Regência: $N=86$), porém, é importante ressaltar que o teste de *Poisson* também se baseia fortemente na contrapartida de que todas as premissas não estão sendo violadas.

4.3 - Conservação:

Apesar do considerável número de redes de espera, principal forma de pesca por quem vive desta atividade em Regência, o estuário do rio Doce encontra-se distante dos grandes centros urbanos.

A cidade de Jacaraípe, distante 69 km em linha reta, é a cidade litorânea mais próxima com população superior a 10 mil habitantes, e o terminal de Portocel, de propriedade da Aracruz Celulose, a 34 km em linha reta, é o pólo industrial mais próximo de Regência.

Esta realidade contrasta com outras áreas de ocorrência do boto cinza mais densamente povoadas, com grandes centros industriais e intenso trânsito marítimo, seja comercial ou turístico, sendo todas estas situações potencialmente impactantes para as populações de *S. guianensis*, como nas baías de Guanabara e Sepetiba (RJ), baía Norte (SC), complexo estuarino-lagunar de Cananéia (SP), praia de Iracema (CE), Ilhéus (BA) e outras.

Regência conta no total com 50 embarcações pesqueiras, sendo 10 motorizadas, e destas, apenas 6 utilizam rede balão, as embarcações não-motorizadas pescam no rio (FREITAS NETTO, 2003).

As demais embarcações (40) que não utilizam rede balão pescam com redes de espera, que são as mais impactantes para os pequenos cetáceos costeiros. Os pescadores de Regência utilizam 6 tipos diferentes de redes de espera. Para servir de comparação, em todo o litoral sul do estado do Espírito Santo, que conta com comunidades pesqueiras maiores que ao norte, são utilizadas apenas 4 tipos destas redes (FREITAS NETTO, 2003).

A partir da década de 1970 a interação com as atividades pesqueiras veio trazer novos problemas, que se somaram às pressões anteriormente existentes (ZARBINI *et al.*, 1993).

Apesar da pequena população de botos de Regência e do intenso uso das redes de espera no estuário, a baixa quantidade de barcos motorizados parece ser, por um lado, benéfica para a população de botos, reduzindo a poluição sonora e o risco de injúrias por colisão, especialmente em Regência, onde além da população ser pequena, as agregações também são predominantemente pequenas, dificultando a visualização dos grupos por parte dos mestres das embarcações pesqueiras.

Grandes agregações de *S. guianensis* na área de Regência não foram observadas em nenhum dos cruzeiros para coletas de dados, e nem mesmo em observações aleatórias a partir da praia, próximo à foz do rio Doce (sem uma coleta sistemática de dados) foi observado, onde predominavam comportamentos de socialização (às vezes com aparentes brincadeiras) e forrageio com perseguição de presas.

Por se tratar de mar aberto com águas desprotegidas, há pressão predatória para a população de *S. guianensis* em Regência. A comunidade pesqueira relata que a ocorrência de grandes tubarões não é rara, sendo estes, inclusive, espécies alvo para a pesca em determinada época do ano.

A ocorrência de outras espécies de cetáceos, predadores de pequenos golfinhos, também não foi observada, porém, tal ocorrência não é descartada, uma vez que algumas destas espécies já foram observadas dentro de baías protegidas, como a orca (*Orcinus orca*) na baía de Paraty (LODI, 2003).

Em Regência também foi observada a ocorrência de grupos contendo indivíduos com diferentes classes etárias (adultos, filhotes e neonatos) e, apesar da população ser considerada pequena, a presença constante de filhotes e neonatos pode ser um indicativo de que a população encontra-se sadia e estável, sugerindo que a área de Regência é um local importante para a conservação de *S. guianensis*.

Característica semelhante foi encontrada apenas na região de Cananéia (SANTOS, 2004), na baía de Babitonga (CREMER, 2000) e na baía Norte (FLORES & FONTOURA, 2006). Em outras áreas de ocorrência de *S. guianensis*, esta característica de grupo foi observada apenas em situações de forrageio temporário, não sendo uma característica duradoura (AZEVEDO *et al.*, 2005; LODI, 2003).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (CAP. I)

CREMER, M. J. 2000. **Ecologia e conservação do golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral Norte de Santa Catarina.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brazil. 226 pp.

ARAÚJO, J. P.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SOUTO, A. S. 2001. Behavior of the Estuarine Dolphin, *Sotalia guianensis*, at Dolphin Bay – Pipa – Rio Grande do Norte – Brazil. **Tropical Oceanography**, **29**(2): 13-23.

AZEVEDO, A. F. 2005. **Comportamento e uso do espaço por *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Guanabara (RJ) e variação geográfica dos assobios da espécie ao longo da costa do Brasil.** Tese de Doutorado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 157 p.

AZEVEDO, A. F.; LAÍLSON-BRITO, J. JR.; CUNHA, H. A.; VAN SLUYS, M. 2004. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **J. Cetacean. Res. Manage.** **6**(3): 265-268.

BAILEY, N. T. J. 1951 On estimating the size of mobile populations from recapture data. **Biometrika**, **38**, 293–306.

BAIRD, R. W.; GORGONE, A. M.; LIGON, A. D.; HOOKER, S. K. 2001. **Mark-recapture abundance estimate of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) around Maui and Lana'i, Hawai'i.** Report #40JGNF0-00262 Southwest Fisheries Science Center – National Marine Fisheries Service, La Jolla CA, 13p.

BEGON, M. 1979. **Investigation Animal Abundance: capture-recapture for biologists.** Edward Arnold: London

BUCKLAND, S. T. 1990. Estimation of survival rates from sightings of individually identifiable whales. **Rep. Int. Whal. Commn.** (Special Issue **12**). p. 149-153.

CAMPOS, P. G.; FERNANDES, M. F.; MARQUES, V. C. L.; SIMÃO, S. M. 2005. Estimativa populacional de *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1853) da baía de Sepetiba (RJ). **Rev. Univ. Rural Sér. Ci. Vida.** **24**(2): 175-180.

CASTRO, A. L. F.; ROSA, R. S. 2005. Use of natural marks on population estimates of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, at Atol das Rocas Biological Reserve, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, **72**: 213–221

CAUGHLEY, G. 1977. **Analysis of vertebrate populations.** Wiley, London.

CHAPMAN D. G. 1951. Some properties of the hypergeometric distribution with applications to zoological sample censuses. - **Univ. Calif. Publ. Stat.** **1**: 131-160.

DALLA ROSA, L.; SECCHI, E. R.; KINAS, P. G.; SANTOS, M. C. O.; MARTINS, M. B.; ZERBINI, A.; BETHLEM, C. 2001. Photo-identification of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in the

Antarctic Peninsula region: summers 1997/98 to 1999/2000. **Memoirs of the Queensland Museum**, **47(2)**: 555-561.

DEFRAN, R. H.; SCHULTZ, G. M.; WELLER, D. W. 1990. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). **Report of the International Whaling Commission (Special Issue 12)**: 53-55

DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A.; LIMA, N. R. W. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. **Braz. Arch. Biol. Tech.** **44(3)**: 291-296.

EDWARDS, H. H.; SCHNELL, G. D. 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. **Marine Mammal Science**, **17(3)**: 445-472.

FERNANDEZ, F. A. S. 1995. Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura. In: Tópicos em tratamentos de dados biológicos. PERES-NETO, P. R.; VALENTIN, J. L.; FERNANDEZ, F. A. S. (eds). **Oecologia Brasiliensis**. **2**: 1-25.

FLORES, P. A. C. 1999. Preliminary results of a photo-identification study of the marine tucuxi *Sotalia fluviatilis* in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, **15**, 840-847.

FLORES, P. A. C. 2003. **Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil**. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

FLORES, P. A. C.; FONTOURA, N. F. 2006. Ecology of marine tucuxi, *Sotalia guianensis*, and bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Baía Norte, Santa Catarina state, southern Brazil. **LAJAM**, **5(2)**: 105-115.

FREITAS NETTO, R. **Levantamento das artes de pesca no litoral do estado do Espírito Santo e suas interações com cetáceos**. 2003. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos, 2003.

GEISE, L.; GOMES, N.; CERQUEIRA, R. 1999. Behavior, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brazil. **Rev. Brasil. Biol.**, **59(2)**: 183-194.

GUBBINS, C. M. 2000. **Behavioral ecology and social structure of coastal bottlenose dolphins in South Carolina**. Ph.D. Dissertation. University of Nevada, Reno.

HAMMOND, P. S. 1990. Capturing whales on film - estimating cetacean population parameters from individual recognition data. **Mammal Rev.**, **20**, 17-22.

KARANTH, U.; NICHOLS, J. D.; CULLEN JR, L. 2006. Armadilhamento fotográfico de grandes felinos: algumas considerações importantes. In: **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre**. (2 ed.). CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (org). Curitiba: UFPR, 652p.

KREB, D. 2004. Abundance of freshwater Irrawaddy dolphins in the Mahakam River in East Kalimantan, Indonesia, based on mark-recapture analysis of photo-identified individuals. **J. Cetacean Reg. Manage.** **6(3)**: 269-277.

KREBS, C. J. 1989. **Ecological Methodology**. Harper & Row: New York. 654 p.

KREBS, C. J. 1998. **Ecological Methodology** (2ed). Menlo Park: Addison Wesley Educational Publishers. 618 p.

LEHNER, P. N. 1996. Handbook of ethological methods. Cambridge: Cambridge University Press. 670 p.

LINCOLN, F. C. 1930. Calculating waterfowl abundance on the basis of banding returns. **United States Department of Agriculture Circular 118**:1-4.

LOCKYER, C. H.; MORRIS, R. J. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. **Report of the International Whaling Commission (Special Issue 12)**: 113-118

LODI, L. 2003. Tamanho e composição de grupos do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na baía de Parati, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, **25(2)**: 135-146.

MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. **Marine Mammal Science**, **15(1)**: 102-122.

MENKENS JR, G. E.; ANDERSON, S. H. 1988. Estimation of small mammal population size. **Ecology**, **69(6)**: 1952-1959.

MIZROCH, S. A.; BEARD, J. A.; LYNDE, M. 1990. Computer assisted photo-identification of humpback whales. **Report of the International Whaling Commission (Special Issue 12)**: 63-70

MORTON, A. 2000. Occurrence, photo-identification and prey of pacific white-sided dolphins (*Lagenorhynchus obliquidens*) in the Broughton archipelago, Canada 1984- 1998. **Marine Mammal Science**, **16(1)**: 80-93.

NERY, M. F. 2008. **Residência e estimativa populacional de *Sotalia guianensis* (Cetacea, delphinidae) da baía de Sepetiba – RJ, por meio da técnica de marcação-recaptura**. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ.

OTIS, D. L.; BURHAM, K. P.; WHITE, G. C.; ANDERSON, D. R. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. **Wildlife Monographs**. **62**: 1-135.

PEREIRA, T. C. C. L. 1999. **Estudo da dinâmica de uso do habitat da Baía de Sepetiba (RJ) pelo boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae)**. Seropédica. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

PETERSEN, C. G. J. 1896. The yearly immigration of young plaice into the Limfjord from the German Sea. **Report of the Danish Biological Station** 6:1-48.

PIZZORNO, J. L. A. **Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação.** 1999. Seropédica. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

POLLOCK, K. H., J. D. NICHOLS, C. BROWNIE, and J. E. HINES. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. **Wildlife Monographs** 107:1-97.

REIS, R. L. P. R. 2003. **Caboclo Bernardo: história e cultura na barra do rio Doce.** Editora Unilinhares: Linhares, 165p.

ROSSBACH, K. A.; HERZING, D. L. 1999. Inshore and offshore bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) communities distinguished by association patterns near Grand Bahama Island, Bahamas. **Canadian Journal of Zoology**. 77: 581-592.

SANTOS, M. C. O. 1999. **Novas informações sobre cetáceos no litoral sul de São Paulo e norte do Paraná com base em estudos sobre encalhes e na aplicação da técnica de foto-identificação individual de *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae).** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo.

SANTOS, M. C. O. 2004. **Uso de Área e Organização Social do boto-tucuxi marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) no estuário de Cananéia, SP.** Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

SANTOS, M. C. O.; ACUÑA, L. B.; ROSSO, S. 2001. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association**, 81: 1049-1052

SCHNABEL, Z. E. 1938. The estimation of the total fish population of a lake. **Amer. Math. Mon.**, 45: 348-352.

SCHUMACHER, F. X.; ESCHMEYER, R. W. 1943. The estimation of fish populations in lakes and ponds. **Journal of the Tennessee Academy of Science** 18: 228-249.

SEBER, G. A. F. 1982. **The estimation of animal abundance and related parameters.** Charles Griffin, London, 654p.

SEBER, G. A. F. 1986. A review of estimating animal abundance. **Biometrics**. 42: 267-292

SIMÃO, S. M.; POLETTO, F. R. 2002. Áreas preferenciais de pesca e dieta do ecótipo marinho do boto cinza (*Sotalia fluviatilis*) na baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente**, 9(1): 18-25.

SIMÃO, S. M.; PIZZORNO, J. L. A.; PERRY, V. N.; SICILIANO, S. 2000. Aplicação da técnica de fotoidentificação do boto cinza, *Sotalia fluviatilis*, (Cetacea: Delphinidae) da baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente**. 7(1): 31-39.

SOUTO, A.; ARAÚJO, J. P.; GEISE, L.; ARAÚJO, M. E. 2006. The surface behavior of the estuarine dolphin in Baía dos Golfinhos, RN, Brazil: a field and comparative study. **Zoociências**, **8(2)**: 183-192.

SPÍNOLA, J. L. 2006. Atividade comportamental diurna do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na barra do rio Paraguaçu, estado da Bahia. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.

SUTHERLAND, W. J. (ed.) 1996. **Ecological Sensus Techniques: a handbook**. New York: Cambridge University Press, 336p.

THOMPSON, P. M.; LUSSEAU, D.; CORKREY, R.; HAMMOND, P. S. 2004. Moray Firth bottlenose dolphin monitoring strategy options. **Scottish Natural Heritage Commissioned Report, 079** (ROAME No. F02AA409)

WELLS, R. S.; SCOTT, M. D. 1990. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-recapture techniques. **Rep. Int. Whal. Comm. Spec. Issue, 12**: 407-415.

WHITEHEAD, H.; CRISTAL, J.; TYACK, P. L. 2000. Studying cetacean social structure in space and time: innovative techniques. In: J. MANN, R.C. CONNOR, TYACK, P. L.;

WHITEHEAD, H. (eds.) **Cetacean Societies. Field Studies of Dolphins and Whales**. The University of Chicago Press, Chicago, 433p.

WILSON, B.; THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. M. 1997. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. **J. Applied Ecol.** **34**: 1365-1374.

WILSON, D. R. B. 1995. The ecology of bottlenose dolphins in the Moray Firth, Scotland: a population at the northern extreme of the species range. PhD Thesis, University of Aberdeen, Scotland.

WÜRSIG, B. & WÜRSIG, M. 1977. The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science**, **198**, 755-6.

WÜRSIG, B. & JEFFERSON, T.A. 1990. Methods of photoidentification for small cetaceans. **Rep. Int. Whal. Commn.** (Special Issue **12**) p. 43-52.

ZERBINI, A. N.; SECCHI, E. R.; GREIG, A. B.; ROSA, L. D.; MOLLER, L. M. E BARCELLOS, L. F. 1993. Impact of human activities on cetaceans in Southern, Brazil. In: **Abstract 10th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals**. Galveston, TX. USA.

Capítulo II
**PADRÃO DE ATIVIDADE DO BOTO CINZA, *SOTALIA GUIANENSIS* (CETACEA,
DELPHINIDAE) EM REGÊNCIA, ES.**

RESUMO

Descrições comportamentais para *Sotalia guianensis* foram inicialmente registradas em 1984 na baía de Guanabara, porém, os estudos tomaram mais força a partir do final da década de 90. Por se tratar de uma espécie de comportamento complexo, o boto cinza apresenta variações comportamentais distintas de acordo com sua distribuição nas áreas de ocorrência espalhadas pela costa brasileira. Este trabalho analisou o padrão de atividade do boto cinza e se parâmetros ambientais e meteorológicos influenciam no comportamento. Os dados de salinidade e temperatura da água apresentaram-se inversamente correlacionados ($r_s = -0,759$; $p < 0,05$). A salinidade apresentou diferença significativa ($U = 2522$; $p < 0,05$), bem como a temperatura da água ($U = 2428$; $p < 0,05$). A análise de regressão logística simples para salinidade (Coeficiente: 1.977; $p < 0,0001$) e temperatura da água (Coeficiente: 2.489; $p < 0,0001$), foi significativa para presença e ausência dos indivíduos, o que não aconteceu com a maré e nem com as velocidades de vento. A velocidade máxima do vento apresentou resultado significativo ($U = 2742$; $p < 0,05$), porém, este resultado deve ser analisado com cautela. A maré não apresentou valor significativo ($U = 3200$; $p > 0,05$) para presença e ausência dos indivíduos. A salinidade ($U = 2335$; $p < 0,05$) (FIG. 16), e a temperatura ($U = 2153$; $p < 0,05$) também apresentaram diferença significativa para a presença e ausência do comportamento de pesca pelos indivíduos. A salinidade ($U = 3190$; $p > 0,05$), a temperatura ($U = 787$; $p > 0,05$) e a maré ($U = 617$; $p > 0,05$) não apresentaram resultados significativos para o comportamento de deslocamento, porém resultou em valores significativos para a velocidade mínima ($U = 398$; $p < 0,05$) e máxima ($U = 357$; $p < 0,05$) do vento. Dentre os estados comportamentais, o forrageio foi o mais observado (95,9%) e os eventos comportamentais mais comuns foram os comportamentos aéreos. Filhotes foram observados durante todo o período e apresentaram comportamento semelhante aos adultos. O efeito da presença de filhotes sobre o tamanho de grupo foi altamente significativo ($U = 93.50$; $p < 0,0001$).

1 - INTRODUÇÃO

Existem diversos conceitos para o termo “comportamento”. TIMBERGEN, 1976 *apud* KLEINERT *et al.*, 1994, considerado um dos pais da etologia, explicou o comportamento como “*É a conduta no movimento dos indivíduos. Este não se resume apenas no correr, nadar, rastejar, além de outras formas de animação. Ele envolve a ação dos indivíduos na alimentação, no acasalamento e no ato de respirar. Isso ainda não é tudo. Até mesmo o mais silencioso movimento de uma parte do corpo, quando, por exemplo, um indivíduo levanta a orelha ou emite um som, representam formas de comportamentos*”.

De forma mais direta, DEL-KLARO, 2004, conceitua o comportamento do indivíduo como: “*todo e qualquer ato executado por um indivíduo, seja este ato perceptível ou não ao universo sensorial humano. Tudo que um indivíduo faz ou deixa de fazer*”.

Descrições comportamentais para *Sotalia guianensis* foram inicialmente registradas no Brasil na baía de Guanabara (BOROBIA, 1984).

Posteriormente, alguns estudos importantes acerca do comportamento de *S. guianensis* foram realizados, destacando-se os trabalhos no complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP (GEISE *et al.*, 1999; SANTOS *et al.*, 2000); na baía de Guanabara (GEISE, 1989; BRITO JÚNIOR *et al.*, 2000; AZEVEDO, 2005), Sepetiba, RJ (POLETTI, 2003; FLACH, L., 2004; FLACH, P. A., 2004), entre Macaé e Atafona, RJ (DI BENEDITTO *et al.*, 2001); em Paranaguá, PR (DOMIT, 2005); na baía de Babitonga, SC (CREMER *et al.*, 2000); na baía de Todos os Santos (REIS *et al.*, 1994; SPÍNOLA, 2006) e Ilhéus, BA (REIS, 2002); em Tibau do Sul, RN (LINK & YAMAMOTO, 2000; ARAÚJO *et al.*, 2001; NASCIMENTO, 2002; SPINELLI *et al.*, 2002; VALLE & VAZ, 2005; VALLE & MELLO, 2006; SANTOS JR *et al.*, 2006; SOUTO *et al.*, 2006) e em Fortaleza, CE (OLIVEIRA *et al.*, 1995; HAYES, 1998; MONTEIRO-NETO, 2004).

Por se tratar de uma espécie de comportamento complexo onde os comportamentos são modelados em grande parte pelo ambiente e pelas necessidades dos espécimes, *S. guianensis* apresenta variações comportamentais distintas de acordo com sua distribuição nas áreas de ocorrência espalhadas pela costa brasileira.

GEISE *et al.*, 1999, avaliou o deslocamento dos indivíduos como sendo o comportamento mais freqüente (47%) no complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP. SIMÃO *et al.*, 2001, na baía de Sepetiba, sul do estado do RJ, verificou que o forrageio (60%) foi o comportamento mais praticado pela população local. GAMBOA-POVEDA & MAY-COLLADO, 2006, na Costa Rica, América Central, observaram que, quando em grupos mistos

com golfinhos-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) *S. guianensis* apresenta, em maior parte, comportamentos de socialização (63%).

A espécie também apresenta comportamento epimelético, aceitação de comida e socialização, ambos com humanos, e natação espontânea com cachorros domésticos, *Canis familiaris* (SANTOS *et al.*, 2000).

Estas variações comportamentais, aliadas as necessidades de sobrevivência requeridas pelas populações de *S. guianensis*, podem determinar a ocorrência e a distribuição na costa brasileira de acordo com as características regionais (SICILIANO *et al.*, 2000; KARCZMARSKI *et al.*, 2000).

Os cetáceos, de maneira geral, não apresentam distribuição aleatória nos mares e oceanos, possuindo determinados padrões de ocorrência e distribuição devido a alguns fatores ambientais, como o relevo submarino, a profundidade, a temperatura superficial da água, a disponibilidade de alimento, tamanho corporal, tipo de dieta, presença de outras espécies e os movimentos migratórios (TROMBULAK, 1985; JEFFERSON *et al.*, 1993).

Este capítulo teve como objetivo o conhecimento do padrão de atividade de *S. guianensis* na área do estuário do rio Doce, em Regência, litoral norte do estado do Espírito Santo.

2 – MATERIAL E MÉTODOS

As categorias comportamentais foram elencadas de acordo com os trabalhos disponíveis na literatura e adequadas para a realidade encontrada em Regência. Foram também incorporados alguns comportamentos observados na população de Regência e que não se encaixavam nos comportamentos descritos por outros grupos de pesquisa.

A metodologia de observação foi grupo focal (ALTMANN, 1974) também chamada de “acompanhamento de grupo” (*group-follow*) que é a metodologia mais aplicada a estudos com cetáceos, e quando a observação é, em geral, superior a 30 minutos por grupo (MANN, 1999).

A vantagem deste método de observação é que vários indivíduos podem ser observados (especialmente se os grupos forem pequenos, como no caso da população de *S. guianensis* de Regência) e algumas questões de escala temporal e espacial da estrutura social dos grupos podem ser analisadas e respondidas (WHITEHEAD, 1995; 1997).

ALTMANN, 1974, afirma que o método de grupo focal é apropriado somente se todos os indivíduos do grupo observado são visíveis ao(s) observador(es) durante o período de coleta de dados. Esta premissa reforça a aplicação deste método para a população de *S. guianensis* de Regência.

A acurácia do método de grupo focal depende do tamanho de grupo, coesão e comportamento dos indivíduos (MANN, 1999).

Estados comportamentais foram anotados em uma planilha de campo obedecendo à metodologia de *scan* com intervalos de 1 minuto (ALTMANN, 1974).

O método de *scan* é uma técnica apropriada para quantificar estados comportamentais, tais como forrageio e deslocamento, caracterizados por serem comportamentos de maior duração.

Os estados comportamentais são divididos em três grandes categorias: alimentação, deslocamento e descanso (ALTMANN, 1974).

Eventos comportamentais, tais como comportamentos aéreos, são atividades de curta duração que geralmente são perdidos nas observações *scan* (MANN, 1999).

Tais comportamentos foram registrados numa planilha para esta finalidade, utilizando o método de grupo focal sem *scan* (de acordo com ALTMANN, 1974).

Tal metodologia permite aos pesquisadores aumentarem suas bases de dados observando a coordenação das atividades dos grupos, refinando os parâmetros de associação para o número de indivíduos com diferenças de gênero e classes etárias (MANN, 1999).

Os dados meteorológicos de salinidade, temperatura da água, maré e velocidade mínima e máxima do vento foram analisados no sentido de verificar se há relação entre estas variáveis com o comportamento de *S. guianensis*.

Para análise das relações, foi utilizado o teste não-paramétrico de correlação de *Spearman*.

Para comparação de duas amostras independentes, comparadas a presença e ausência dos indivíduos, na presença e ausência dos estados comportamentais de forrageio (pesca) e deslocamento, e no efeito da presença de filhotes sobre o tamanho de grupo, utilizou-se o teste não-paramétrico de *Mann-Whitney*.

Para comparar a relação direta entre duas variáveis, utilizou-se o teste de regressão logística simples.

As análises estatísticas foram feitas utilizando o programa *BioEstat* versão 4.0 (AYRES *et al.*, 2005).

As informações coletadas em campo foram anotadas em planilhas conforme o item 3.1 (Coleta geral de dados) desta dissertação. Os comportamentos foram divididos em 8 categorias, contendo, no total, 40 comportamentos, conforme a TAB. 1.

2.1 - Categorias comportamentais:

TAB. 1 – Relação das categorias comportamentais com as respectivas quantidades e tipos de comportamentos.

Categoria	Comportamentos
Atividades aéreas	salto total: de frente, de costas, lateral; salto parcial: de frente, de costas, lateral; salto em grupo, exposição: ventral, caudal e peitoral; batida: de cabeça, peitoral e caudal, periscópio e rolamento no eixo
Forrageio	pesca oportunista, pesca aleatória, pesca cooperativa, pesca surfe, encurrallamento, perseguição, bote, consumo de presa, pesca com aves
Deslocamento	lento, rápido, em velocidade, com saltos, mergulho, torpedo e surfe
Socialização	ventre c/ ventre, uso de objetos, mordida, perseguição
Acompanhamento de embarcação	natação de proa, natação de popa
Descanso	Boiando

Fuga	afastamento de embarcação
Indeterminado	Indeterminado

a) Deslocamento:

Lento: no deslocamento lento, o rosto do indivíduo aparece primeiro, acima da superfície da água, seguido do melão. A região dorsal aparece em seguida. A visualização deste comportamento é finalizada com o aparecimento do pedúnculo caudal.

Rápido: no deslocamento rápido, observa-se a mesma seqüência do deslocamento lento, diferenciando-se apenas pelo movimento mais rápido e com um arqueamento do corpo mais acentuado.

Em velocidade: neste deslocamento o rosto aparece primeiro, seguido do melão, e da região dorsal, não sendo visto o pedúnculo caudal. Este deslocamento se difere dos outros, devido ao indivíduo permanecer por mais tempo na superfície da água em velocidade, criando um rastro de espuma.

Com saltos: este comportamento é caracterizado por uma seqüência de saltos, rentes à superfície da água.

Mergulho: a seqüência do mergulho é a mesma dos deslocamentos lento e rápido, diferenciando-se pela avistagem de todo o corpo do indivíduo, do rosto até a nadadeira caudal. O corpo do indivíduo, ao mergulhar, posiciona-se a um ângulo de 45°.

Torpedo: este comportamento é caracterizado por um deslocamento em alta velocidade, próximo à superfície da água, sem intervalos para a respiração.

Surfe: o indivíduo aproveita as ondas/ondulações para se deslocar.

b) Forrageio:

Pesca oportunista: os indivíduos seguem a embarcação pesqueira, alimentando-se de presas que são deixadas para trás pelo “balão” de arrasto de camarão ou lançadas na coluna d’água pelo mesmo.

Pesca aleatória: os indivíduos ficam dispostos ao acaso e pescam sem demonstrar qualquer organização cooperativa. Pode ocorrer com um de vários grupos. Geralmente, os indivíduos estão espalhados, movendo-se em várias direções, porém agrupados numa região definida.

Pesca cooperativa: os indivíduos se organizam em círculo, convergindo-se para o centro, em mergulhos simultâneos, atacando os peixes de uma vez, causando a desagregação do cardume.

Pesca surfe: ocorre quando o indivíduo aproveita o impulso de uma onda para perseguir e/ou agarrar a presa.

Encurralamento: encurralamento das presas pelos indivíduos, postados lateralmente em forma de pente. As presas são direcionadas para áreas rasas ou na direção de alguma antepara.

Perseguição: é caracterizada por um deslocamento em velocidade, rente à superfície da água.

Bote: é a finalização da perseguição, no qual o indivíduo consegue capturar a presa, expondo parte do seu corpo.

Consumo de presa: após a captura, a presa é jogada ao ar, ou na superfície da água, sendo recapturada e engolida em seguida.

Pesca com aves: indivíduos e aves marinhas alimentando-se da mesma presa.

c) Socialização:

Ventre c/ ventre (cópula): indivíduos postados um “de barriga” para o outro, copulando ou apenas em posição de cópula.

Uso de objetos: indivíduo(s) fazendo uso de objetos sem um motivo aparente.

Mordida: um indivíduo morde o outro, independente do motivo.

Perseguição: um indivíduo persegue o outro, independente do motivo.

d) Descanso:

Boiando: indivíduos flutuando durante alguns minutos ou segundos, eventualmente submergindo lentamente e após minutos ou segundos voltam à superfície quase sempre com a cabeça e nadadeira dorsal emergindo juntos lentamente.

e) Atividades Aéreas:

Salto total de frente: o corpo do indivíduo sai inteiro da água, mergulhando com a cabeça à frente.

Salto total de costas: o corpo do indivíduo sai inteiro da água, mergulhando de costas.

Salto total lateral: o corpo do indivíduo sai inteiro da água, mergulhando com o flanco.

Salto parcial de frente: o corpo do indivíduo sai parcialmente da água, mergulhando com a cabeça à frente.

Salto parcial de costas: o corpo do indivíduo sai parcialmente da água, mergulhando de costas.

Salto parcial lateral: o corpo do indivíduo sai parcialmente da água, mergulhando com o flanco.

Salto em grupo: dois ou mais indivíduos saltam juntos, parcial ou totalmente (não confundir com o evento “com saltos” da categoria “deslocamento”).

Exposição ventral: o indivíduo nada com o ventre para fora da água.

Exposição caudal: o indivíduo projeta a nadadeira caudal pra fora da água.

Exposição peitoral: o indivíduo projeta a nadadeira peitoral pra fora da água.

Batida caudal: o indivíduo projeta a nadadeira caudal pra fora da água e bate na superfície.

Batida peitoral: o indivíduo projeta a nadadeira peitoral pra fora da água e bate na superfície.

Batida de cabeça: o indivíduo projeta a cabeça pra fora da água e bate na superfície, de frente ou de costas.

Periscópio: o indivíduo projeta os olhos acima da linha da água, tanto horizontal, quanto verticalmente.

Rolamento no eixo: o indivíduo nada na superfície e desenvolve giros em torno do próprio eixo.

f) Fuga:

Afastamento de embarcação: indivíduos fogem da embarcação, evitando que a mesma se aproxime.

g) Acompanhamento de embarcação:

Natação de proa: indivíduos acompanham a embarcação colocando-se na frente da mesma.

Natação de popa: indivíduos seguem a embarcação.

h) Indeterminado:

Indeterminado: situação que ocorre quando o observador não tem plena certeza do que o indivíduo está fazendo naquele momento.



FIG. 8 – Comportamentos apresentados pelos botos em Regência: salto total de frente (acima à esquerda); salto total de costas (acima à direita); exposição caudal (centro a esquerda); batida de cabeça (centro a direita); periscópio (abaixo a esquerda) e pesca oportunista onde os indivíduos perseguem as embarcações em busca de sobras do pescado (abaixo a direita). Fotos: Alan Cepile e Mario Angelo Sartori.

3 – RESULTADOS

Os dados de salinidade e temperatura da água apresentaram-se inversamente correlacionados ($r_s=-0,759$; $p<0,0001$) (FIG. 9).

A salinidade não apresentou correlação com a maré ($r_s=-0,021$; $p=0,78$), nem com a velocidade mínima ($r_s=0,070$; $p=0,33$) e máxima do vento ($r_s=-0,003$; $p=0,95$), resultado semelhante à temperatura da água, que também não apresentou correlação com a maré ($r_s=-0,065$; $p=0,39$), nem com a velocidade mínima ($r_s=-0,058$; $p=0,42$) e máxima do vento ($r_s=0,031$; $p=0,66$).

As variáveis de salinidade e a temperatura da água, comparadas para presença e ausência dos indivíduos, apresentaram correlação.

A salinidade apresentou diferença significativa ($U=2522$; $p=0,007$) (FIG. 10), bem como a temperatura da água ($U=2428$; $p=0,003$) (FIG. 11). A figura 15 mostra os valores máximos e mínimos de salinidade e temperatura da água para a presença e ausência dos indivíduos.

A análise de regressão logística simples para salinidade ($r: 1,105$; $p=0,001$) e temperatura da água ($r: -7,391$; $p=0,005$), foi significativa para presença e ausência dos indivíduos, o que não aconteceu com a maré ($r: -0,2190$; $p=1,00$), e com as velocidades mínima ($r: -1,179$; $p=0,058$) e máxima do vento ($r: -1,853$; $p=0,68$).

As análises da velocidade do vento não apresentaram diferenças nos resultados das máximas e mínimas. A velocidade mínima apresentou resultado significativo ($U=3367$; $p=0,031$) para presença e ausência dos indivíduos e a velocidade máxima um resultado altamente significativo ($U=2742$; $p=0,0001$). A figura 13 mostra os valores máximos e mínimos da velocidade do vento para a presença e ausência dos indivíduos.

A maré não apresentou valor significativo ($U=3199$; $p=0,616$) para presença e ausência dos indivíduos.

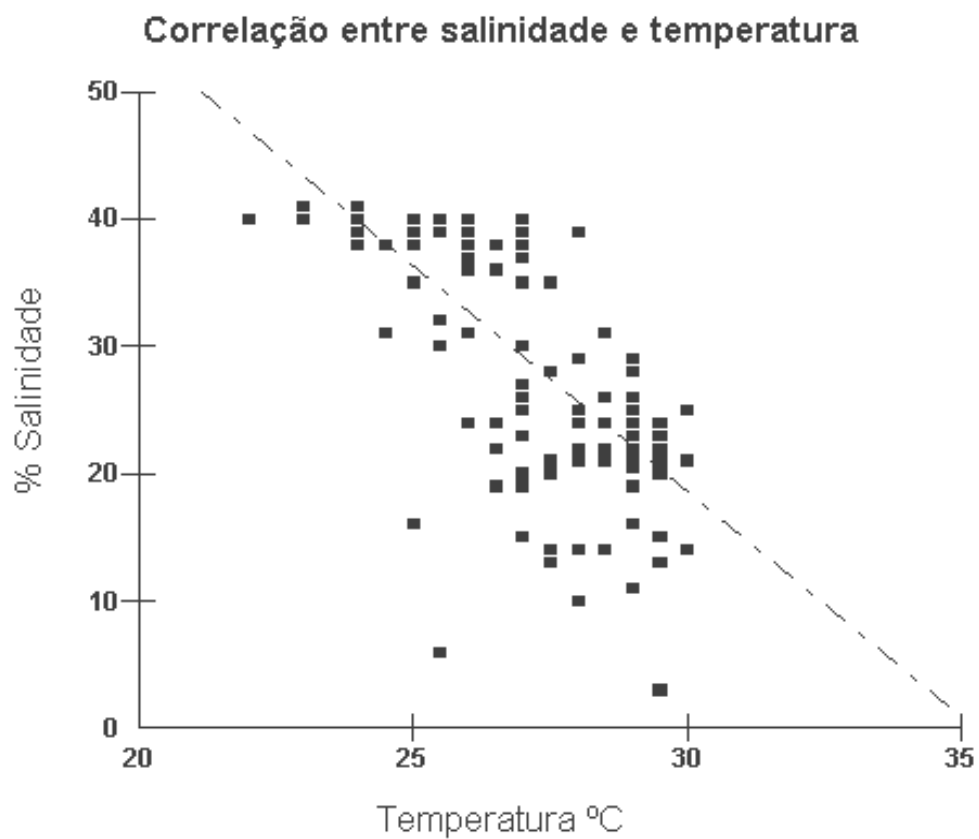


FIG. 9 – Diagrama de dispersão entre salinidade e temperatura, demonstrando a relação negativa entre as variáveis, determinando uma correlação inversamente proporcional.

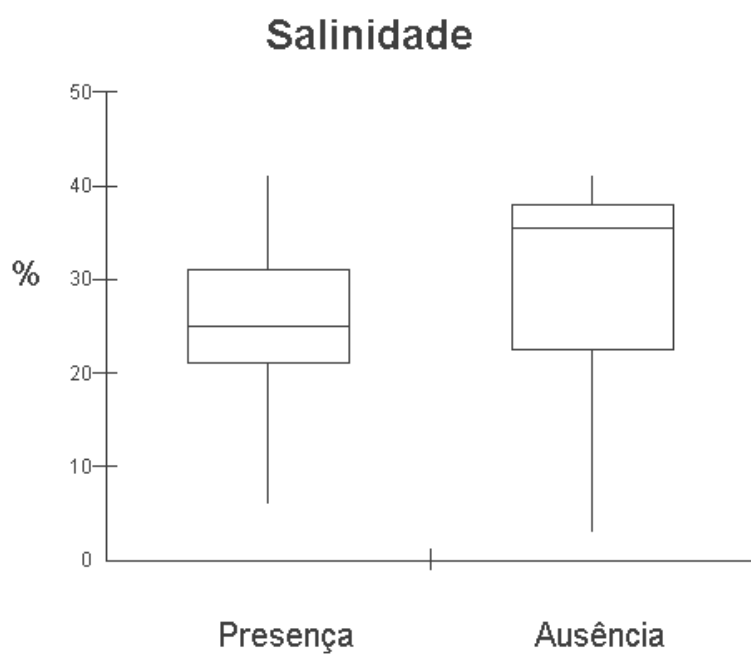


FIG. 10 – Gráfico das medianas e quartis para presença e ausência dos indivíduos relacionados à salinidade.

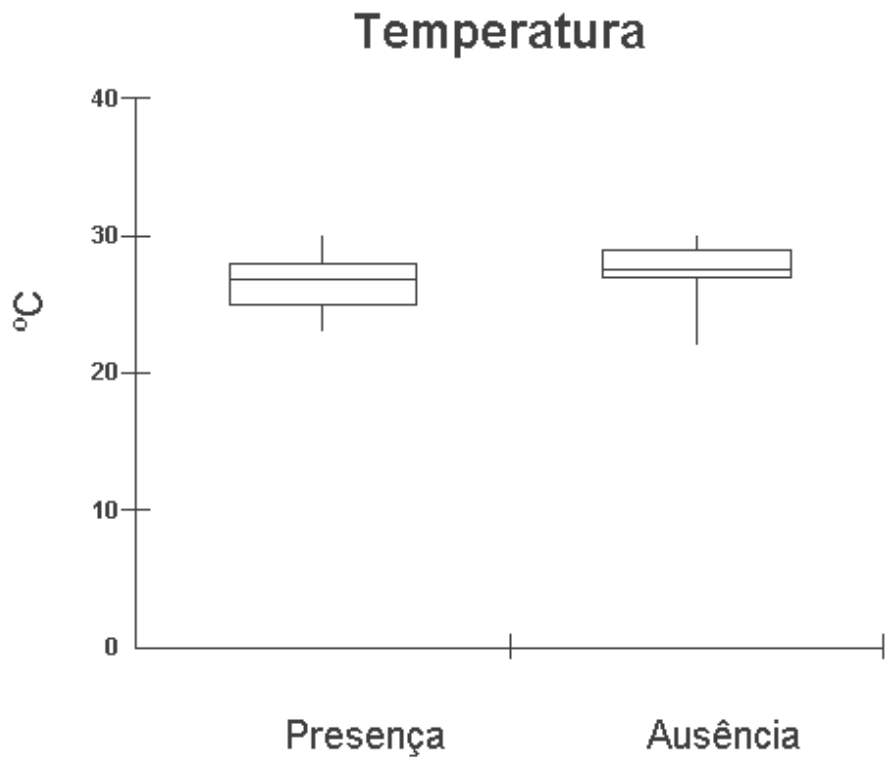


FIG. 11 – Gráfico das medianas e quartis para presença e ausência dos indivíduos relacionados à temperatura da água.

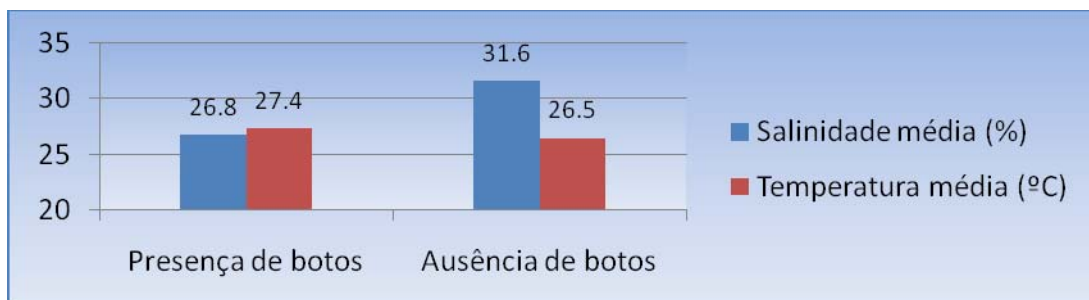


FIG. 12 – Relação de salinidade e temperatura mínima e máxima para a presença e ausência dos indivíduos.

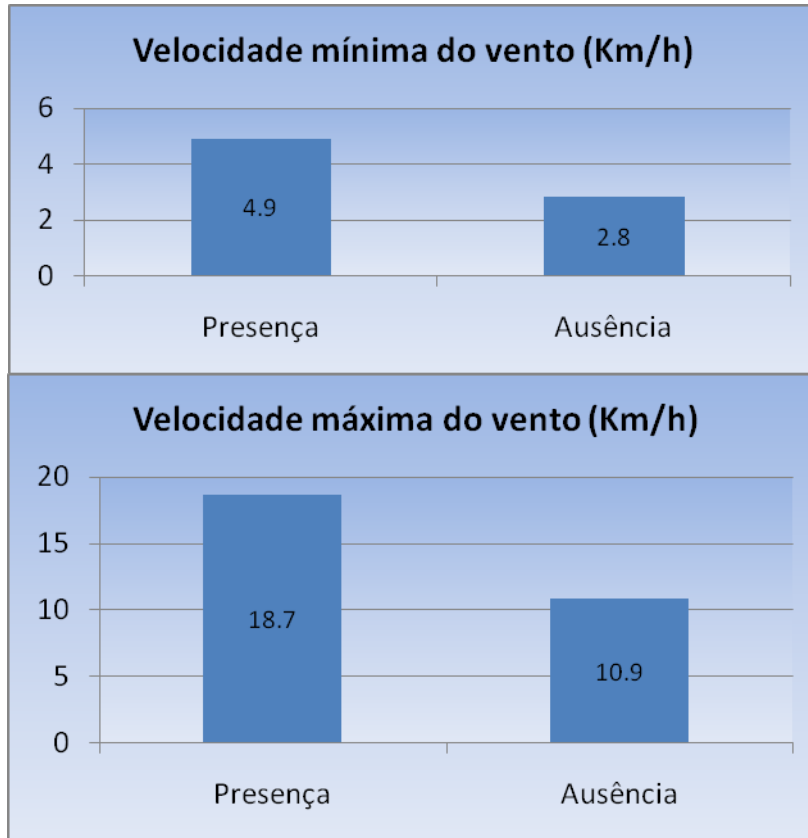


FIG. 13 – Gráficos da média de velocidade mínima (acima) e máxima do vento (abaixo) relacionadas com a presença e ausência dos indivíduos.

A salinidade ($U=2335$; $p=0,002$) (FIG. 16), e a temperatura ($U=2153$; $p=0,002$) (FIG. 17) também apresentaram diferença significativa para a presença e ausência do comportamento de pesca pelos indivíduos.

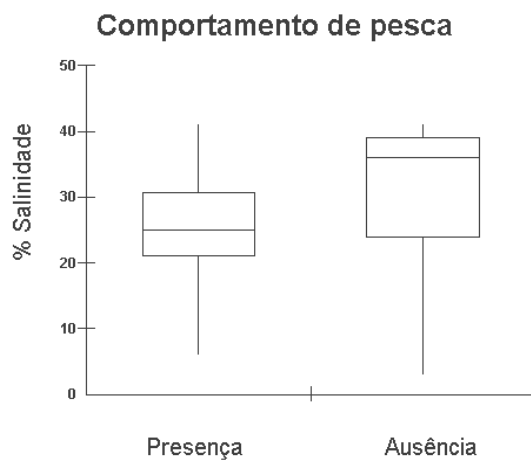


FIG. 14 – Gráfico das medianas e quartis para presença e ausência do comportamento de pesca dos indivíduos relacionados à salinidade.

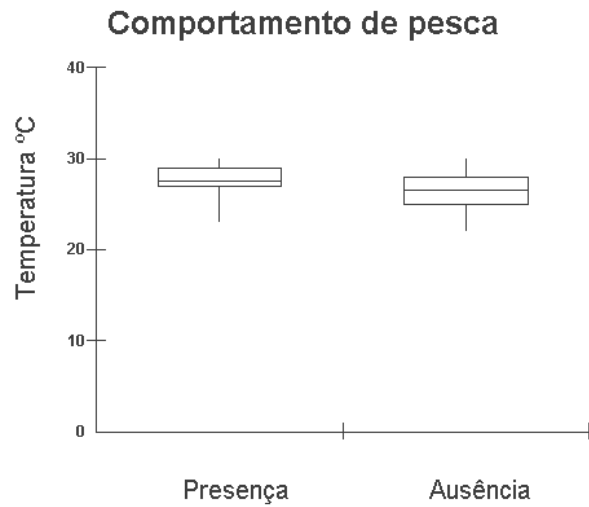


FIG. 15 – Gráfico das medianas e quartis para presença e ausência do comportamento de pesca dos indivíduos relacionados à temperatura da água.

A salinidade ($U=3190$; $p=0,594$), a temperatura ($U=787$; $p=0,558$) e a maré ($U=617$; $p=0,097$) não apresentaram resultados significativos para o comportamento de deslocamento, porém resultou em valores significativos para a velocidade mínima ($U=398$; $p=0,002$) e máxima ($U=357$; $p=0,000$) do vento (FIG. 19).

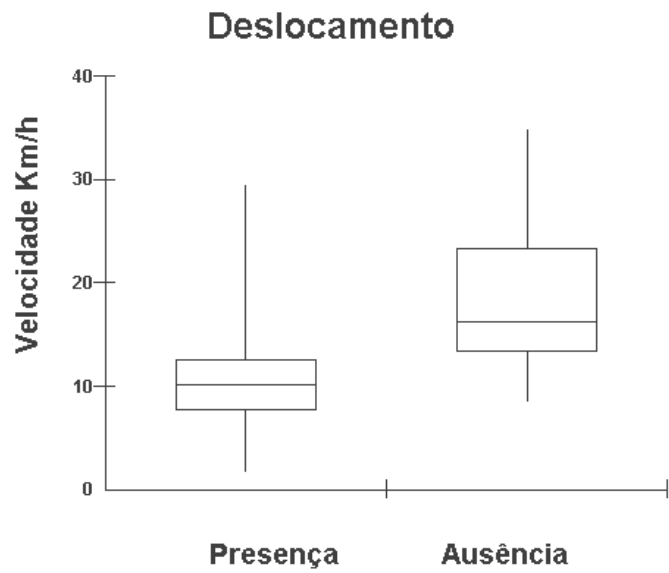


FIG. 16 – Gráfico das medianas e quartis para presença e ausência do deslocamento dos indivíduos relacionados às velocidades mínimas e máximas do vento.

Dentre os estados comportamentais (n=996), o forrageio foi o mais observado (95,9%), seguido do deslocamento (4,1%). O forrageio mais comum foi o de pesca oportunista (88,8%) seguido de pesca com aves (6,5%) e pesca surfe (0,6%). O tipo de deslocamento mais observado foi o deslocamento lento (3,9%) seguido do deslocamento rápido (0,2%) (FIG. 20).

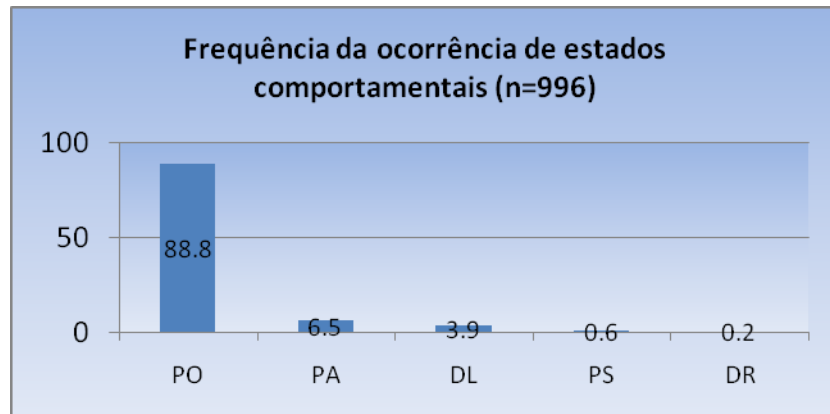


FIG. 17 – Porcentagem de ocorrência dos estados comportamentais. O n relaciona-se com o número de observações e não a indivíduos. PO=pesca oportunista; PA=pesca com aves; DL=deslocamento lento; PS=pesca surfe; DR=deslocamento rápido.

Os eventos comportamentais tiveram os comportamentos aéreos como sendo os mais comuns. Os saltos, parcial de frente (19,4%) e total de frente (14%) foram os mais observados (FIG. 21).

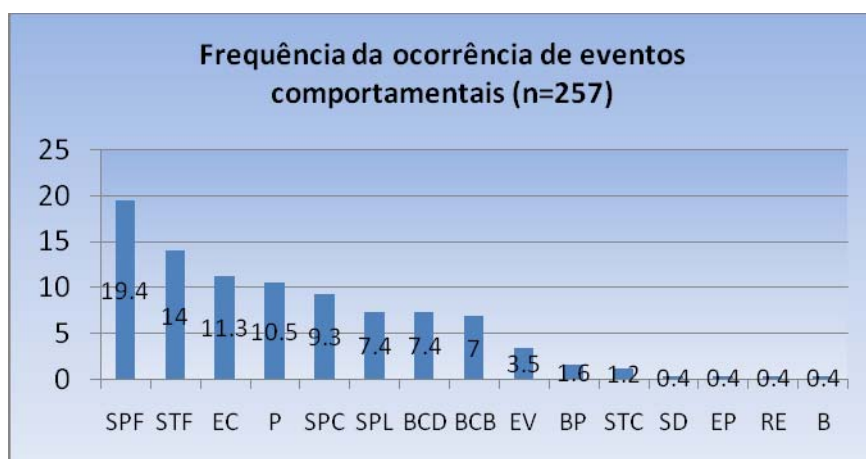


FIG. 18 - Porcentagem de ocorrência dos eventos comportamentais. SPF=salto parcial de frente; STF=salto total de frente; EC=exposição caudal; P=periscópio; SPC=salto parcial de costas; SPL=salto parcial lateral; BCD=batida caudal; BCB=batida de cabeça; EV=exposição ventral; BP=batida peitoral; STC=salto total de costas; SD=salto duplo; EP=exposição peitoral; RE=rolamento no eixo e B=bote.

Do total de 223 indivíduos observados, foram 196 adultos (87,9%) e 27 filhotes (12,1%), distribuídos em 55 grupos (FIG. 23 e TAB. 2).

A quantidade predominante de indivíduos por grupo foi 3 e 4 (FIG. 22) e a média foi 4,05 indivíduos por grupo.

O efeito da presença de filhotes sobre o tamanho de grupo foi altamente significativo ($U=93.50$; $p<0,0001$).

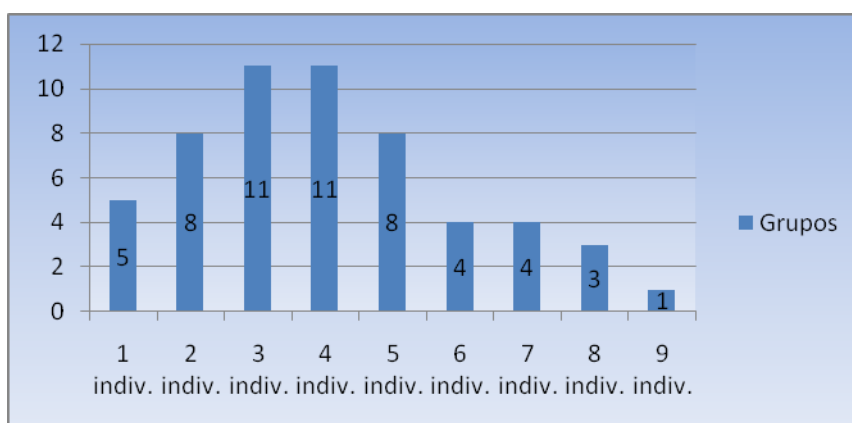


FIG. 19 – Gráfico demonstrando que os grupos predominantes em Regência foram constituídos por 3 e 4 indivíduos.

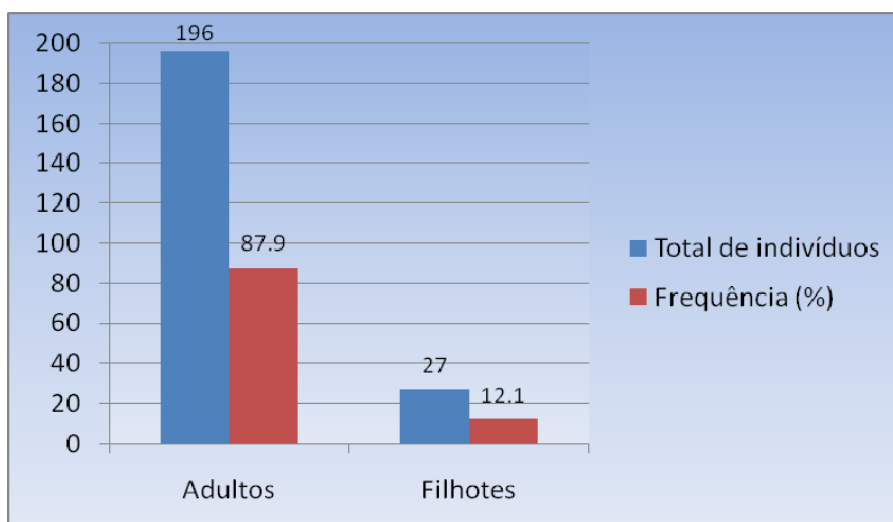


FIG. 20 – Gráfico mostrando a quantidade total de adultos e filhotes encontrados em Regência.

TAB. 2 – Relação do esforço e da composição dos encontros de *S. guianensis* observados em Regência durante o período de coletas de dado em 2007.

<i>Mês</i>	<i>Saídas</i>	<i>Grupos</i>	<i>Adultos</i>	<i>Filhotes</i>	Total
Janeiro	8	31	96	16	112
Fevereiro	2	3	7	2	9
Abril	3	11	55	4	59
Maio	3	7	30	3	33
Julho	1	3	8	2	10
Total	17	55	196	27	223

4 – DISCUSSÃO

Os dados de salinidade e temperatura da água apresentaram-se inversamente correlacionados, ou seja, quando a salinidade aumenta, a temperatura diminui e vice-versa, fato que demonstra a dependência entre estas variáveis.

Estando em águas estuarinas, esta situação está mais para uma regra que para uma exceção, pois à medida que se afasta da costa, devido à distância da terra, a água tende a ser mais fria, e, à medida que se afasta da área de influência do estuário, a salinidade aumenta. O processo inverso é igualmente verdadeiro, à medida que se aproxima da costa, a temperatura da água aumenta devido à proximidade com porções terrestres, e, estando em área estuarina, a salinidade diminui.

Temperatura e salinidade, juntamente com outros fatores físico-químicos, podem determinar a ocorrência de pequenos e grandes cetáceos (SELZER & PAYNE, 1988; JAQUET & GENDRON, 2002).

A água superficial, além da influência dos rios, sofre o efeito da insolação, que provoca o aumento da temperatura em 1°C em relação à água de fundo (SEMA/RJ, 1998 *apud* SIMÃO & POLETO, 2002).

A temperatura foi descrita com um dos principais fatores que influenciam a distribuição dos cetáceos (GASKIN, 1968; VIDAL *et al.*, 1997; GARCÍA, 1998; BERTA & SUMICH, 1999).

Alguns estudos observaram que a temperatura aparentemente exerce influência sobre a ocorrência de *S. guianensis*, como no norte do estado do Rio de Janeiro (DI BENEDITTO *et al.*, 2001), em Ilhéus, na Bahia (REIS, 2002), na baía de Cispatá, Colômbia (GARCÍA, 1998), e na reserva de Cayos Miskito, na Nicarágua (EDWARDS & SCHNELL, 2001).

Em Regência, os indivíduos foram observados em águas com temperatura variando entre 22°C, geralmente ocorrendo em dias nublados e com mau tempo podendo estar associado às frentes frias, e 29°C, com tempo claro e mar geralmente calmo, o que leva a crer que a temperatura aparentemente não é um fator determinante para a ocorrência de *S. guianensis* na região.

Este fato é corroborado por outros estudos onde a temperatura também não influenciou a ocorrência dos indivíduos, como na baía Norte de Florianópolis, SC (FLORES, 2003; FLORES & FONTOURA, 2006).

Os estudos que apontam a temperatura da água como fator importante para a distribuição e ocorrência de *S. guianensis*, parecem relacionar mais esta dependência com outros fatores

físico-químicos, como salinidade e turbidez, bem como fatores biológicos, como a distribuição e abundância de presas.

Isso faz com que a população de Regência tenha uma relação significativa com a salinidade e temperatura no que tange a presença e ausência dos indivíduos.

S. guianensis habita quase todo o litoral brasileiro, com registros desde Florianópolis, limite sul da distribuição da espécie, até Fortaleza, o que demonstra ser um forte indicativo que a espécie tolera grandes variações de temperatura.

As médias para presença e ausência dos indivíduos em relação à salinidade foi 31,6% e 26,8% respectivamente, tendo sido encontrados, em uma oportunidade, dois indivíduos em salinidade zero, observados entre o cais de Regência, situado dentro do rio, e a foz do rio Doce.

Esta situação já foi observada pelo autor deste trabalho em três outras áreas de ocorrência da espécie, no estuário do rio Piraquê-Açú, em Santa Cruz, situado a 44 km ao sul de Regência, onde os indivíduos foram observados alguns quilômetros rio adentro; no rio Caravelas, em Caravelas, sul da Bahia, e no rio Peruíbe em Nova Viçosa, também no sul da Bahia (observação pessoal).

O resultado significativo para a presença e ausência em relação à velocidade máxima do vento deve ser analisado com cautela, pois os indivíduos podem preferir, de fato, águas mais calmas, como também pode ter havido dificuldade por parte dos observadores em perceber a presença dos indivíduos em situações com vento forte associado ao mau tempo, freqüente na região, originando uma possível informação incorreta de que os indivíduos não estavam presentes nesta situação particular.

De fato, a média para as máximas de vento foram 10,5 km/h para ausência e 13,4 km/h para presença dos indivíduos, bem abaixo das máximas medidas em campo, superiores a 30 km/h.

SIMÃO & POLETO, 2002, estudando a população de *S. guianensis* da baía de Sepetiba, argumentaram que, quando submetidos a ventos fortes, os indivíduos tendem a procurar águas menos profundas e abrigadas do vento, próximas às ilhas, onde a dinâmica de ondas é menor.

É difícil fazer uma análise do quanto realmente o vento interfere no padrão de atividade de *S. guianensis* em Regência por se tratar de mar aberto, sem quaisquer anteparas que pudessem proteger os indivíduos da dinâmica de ondas, impossibilitando comparações entre usos de áreas com menor e maior fluxo de ondas e em área de ocorrência com características semelhantes às encontradas em Regência.

Apesar de a maré poder afetar diretamente o comportamento dos golfinhos, auxiliando ou restringindo os movimentos, e influenciando indiretamente o movimento de presas (SHANE, 1990) e de muitos estudos terem constatado que a maré exerce certa influência no padrão de atividade de *S. guianensis*, como em Tibau do Sul, RN (ARAÚJO *et al.*, 2001), em Ilhéus, BA (SANTOS, 2001), na enseada do Mucuripe, CE (OLIVEIRA *et al.*, 1995) e na baía de Cispatá, Colômbia (GARCÍA, 1998), esses padrões são associados geralmente à águas protegidas.

Neste sentido, seriam necessários mais estudos, com coleta sistemática de dados para uma análise mais detalhada e específica para ser ter conhecimento do quanto a maré influi na presença ou ausência de *S. guianensis* em região de mar aberto, pois, ao contrário dos trabalhos mencionados, o estado da maré não foi significativo para a presença e ausência dos indivíduos em Regência.

O estado comportamental classificado neste trabalho como “pesca oportunista” foi o mais observado dentre todos os estados comportamentais. A metodologia de observação utilizada neste trabalho, a partir de embarcações de pesca, com uso de rede balão para arrasto, e a aparente perseguição às embarcações por parte dos indivíduos, pode ter provocado uma superestimação da observação e da importância desta estratégia de alimentação, uma vez que a observação de outras estratégias alimentares não era contemplada devido às restrições metodológicas dos cruzeiros para coletas de dados utilizadas neste trabalho.

Apesar de se tratar de uma atividade oportunista, já observada por outros grupos de pesquisa, e a espécie apresentar uma dieta que indica oportunismo devido ao amplo espectro de presas consumidas (DI BENEDITTO, 2000), esta prática de perseguição de embarcações pesqueiras com o claro intuito de alimentação fácil, com pouco gasto energético, configura-se no primeiro registro oficial desta atividade em águas brasileiras para *S. guianensis*, agregando mais este comportamento aos já observados e relatados para a espécie.

BARROS & TEIXEIRA, 1994, registraram quatro ocasiões de grupos de *S. guianensis* observados próximos a traineiras no estado de Alagoas, porém, nenhuma informação sobre uma possível associação entre os indivíduos e as embarcações foi confirmada (Ver apêndice 3 em FERTL & LEATHERWOOD, 1997).

Comportamento semelhante foi observado na região de Kvarneric, no norte do mar Adriático, onde golfinhos-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, foram vistos em duas ocasiões, se alimentando do descarte de peixes sem valor comercial ou pelos restos resultantes da lavagem das redes das traineiras locais (BEARZI & POLITI, 1999).

Segundo estes autores, os golfinhos adotaram este comportamento oportunista devido à diminuição do estoque de presas disponíveis. Os autores também argumentam que em 1993, a perseguição das traineiras por parte dos golfinhos ocorreu com frequência de 0,5% do total do repertório comportamental exibido pela espécie naquele ano, e que um ano antes esta mesma frequência foi de 5,9%, quase sete vezes mais, indicando que este comportamento é praticado em bases oportunistas.

Outro exemplo de ocorrência deste comportamento foi observado em Moreton Bay, Austrália, onde *T. truncatus* se alimentou em associação com as traineiras locais (CORKERON *et al.*, 1990).

No golfo do México, a vaquita, *Phocoena sinus*, foi observada em grandes agregações após a passagem de traineiras. Nenhuma grande agregação tinha sido observada antes da passagem das embarcações, sugerindo que os indivíduos formavam grandes grupos para se alimentarem das sobras deixadas pelo arrasto (JARAMILLO-LEGORETTA, 1999).

Na lagoa do rio Indiano, na Flórida, EUA, *T. truncatus* normalmente evitam embarcações recreacionais, porém, se aproximam de embarcações que utilizam guinchos para pesca (NOKE & ODELL, 2002).

Os golfinhos se aproximam na primeira puxada do arrasto do dia, e este comportamento sugere que a população local de *T. truncatus* reconhece os sons característicos emitidos por este tipo de embarcação. Este comportamento é semelhante ao observado com *S. guianensis* em Regência, onde é bastante infreqüente a visualização de grupos antes do início do primeiro arrasto do dia, quando a embarcação ainda encontrava-se em deslocamento para a área de pesca.

O mesmo trabalho afirma que os indivíduos também podem seguir barcos pesqueiros a fim de receber sobras de iscas levadas a bordo pelas embarcações. Quando as iscas não são mais descartadas pelos pescadores, os golfinhos perdem o interesse na perseguição e cessam imediatamente este comportamento.

De fato, odontocetos distinguem acusticamente os diferentes estágios das operações de pesca de embarcações equipadas com guinchos para rede de arrasto (FERTL & LEATHERWOOD, 1997) e seguem as embarcações para se alimentar oportunisticamente (LEATHERWOOD, 1975).

Apesar da interação entre cetáceos e embarcações pesqueiras ser considerada uma situação de risco para os animais, a mortalidade de golfinhos devido às interações com traineiras é pouco freqüente (FERTL & LEATHERWOOD, 1997) diferente do que ocorre na interação cetáceos x redes de espera.

Mortalidade de cetáceos referentes às suas associações com as traineiras não são consideradas nas taxas gerais de mortalidade por enredamento devido à falta de informação referente às taxas desse tipo de captura acidental (DAWSON, 2001).

Cetáceos que apresentam o comportamento de perseguição a barcos pesqueiros em busca de alguma recompensa se comportam desta forma por reforço positivo, ou seja, perseguir uma embarcação (lembrando que, nestas áreas, cetáceos distinguem a acústica de embarcações pesqueiras das não-pesqueiras) é reforçado pelo estímulo reforçador de se obter alimento com pouco gasto energético.

Este comportamento é caracterizado como condicionamento operante, onde o indivíduo, por tentativa e erro, aprende a associar uma determinada ação dele próprio com uma consequência específica (SOUTO, 2005).

Esta associação é o que provavelmente ocorre com a população de *S. guianensis* de Regência, onde o condicionamento estabelecido é o da perseguição das traineiras com a consequência de obtenção de alimento de forma mais compensatória. Este comportamento é passado para as próximas gerações através da aprendizagem social, onde filhotes e juvenis aprendem por observação e imitação (duas formas distintas de aprendizagem) dos indivíduos adultos. Tais aprendizados são bem mais comuns em espécies gregárias, com complexo repertório comportamental e pronunciada encefalização, características presentes em todos os cetáceos.

Três tipos de variáveis de referência para animais forrageando são (1) a taxa de obtenção de alimento, (2) a eficiência e (3) o risco de inanição (KREBS & DAVIES, 1996).

O benefício de obter este tipo de alimento (neste caso, proveniente das atividades das embarcações pesqueiras) é acumular reservas extras e a redução do risco de inanição, enquanto o custo é o risco de morte nos artefatos pesqueiros (MACNAMARA & HOUSTON, 1990).

A melhor opção depende se os benefícios a serem conquistados superam os riscos de morte (KREBS & DAVIES, 1996).

Estudos mostram que as espécies geralmente preferem fontes de alimento com tempo variável para obtenção (ex: iscas descartadas das embarcações) do que aquelas fontes que porventura possam ser melhores, mas necessitam de um maior gasto de energia para obtê-las (ex: um grande cardume um pouco mais distante da costa) (KREBS & DAVIES, 1996).

Isso ocorre porque atrasos pequenos na obtenção de alimento compensam os longos, pois estes, mesmo sendo melhores em alguns casos, demandam maior tempo e esforço, e podem

não ser aproveitados devido aos riscos de morte por qualquer motivo, principalmente por predação (KREBS & DAVIES, 1996).

Em relação aos eventos comportamentais praticados pelos indivíduos em Regência, os mais observados foram os comportamentos aéreos. Este resultado coincide com outros trabalhos envolvendo comportamento de *S. guianensis*.

Comportamentos aéreos também foram os eventos mais numerosos na praia de Iracema, Fortaleza CE, (HAYES, 1998), Cananéia, SP (GEISE *et al.*, 1999), na praia da Pipa, Tibau do Sul, RN (ARAÚJO *et al.*, 2001), em Ilhéus, BA (REIS, 2002) e na barra do rio Paraguaçu, baía de Todos de Santos, BA (SPÍNOLA, 2006).

A razão dos saltos em cetáceos ainda não é plenamente conhecida, existindo algumas teorias, como a de comunicação entre os indivíduos (NORRIS *et al.*, 1994), finalidade reprodutiva (SAAYMAN *et al.*, 1972), retirada de parasitas da pele (SILVA-JR, 2005) e brincadeiras (SPINELLI *et al.*, 2002).

Este último trabalho afirma que a brincadeira de saltos é a segunda categoria comportamental mais usada para esta finalidade por *S. guianensis*, e que estes trazem benefícios emocionais imediatos para os indivíduos.

SPINKA *et al.*, 2001, sugerem que existe uma unidade funcional e filogenética subjacente à brincadeira em todos os mamíferos, e que ela serviria, basicamente, como um treino para situações inesperadas, sejam motoras ou emocionais.

Em Regência, o comportamento de saltos foi observado, em grande parte das ocasiões, quando os indivíduos cessavam, definitivamente ou temporariamente, a atividade forrageadora, num aparente estado de euforia onde havia intensa socialização entre os indivíduos presentes no grupo observado.

Este comportamento foi comumente observado quando a rede balão da embarcação era puxada para a retirada do pescado, provocando a cessão imediata do comportamento de “pesca oportunista” devido à retirada do aparato que estava servindo de estímulo para tal comportamento e os indivíduos “desapareciam” no mar aberto. O intervalo entre a retirada do pescado no balão e a devolução deste para o mar, girou em torno de 5 a 10 minutos. Assim que o balão era jogado ao mar e o arrasto reiniciado, os indivíduos subitamente reapareciam.

O comportamento de saltos após o forrageio também foi visto em observações aleatórias, não-sistemáticas, em terra, na foz do rio Doce, local bastante utilizado pelos indivíduos para alimentação quando os barcos de arrasto não estavam pescando, indicando, fortemente, que este comportamento, em Regência, é mais comum após o forrageio.

Em relação à quantidade de indivíduos por grupo, apesar de *S. guianensis* já ter sido observado em grandes agregações nas baías de Sepetiba e Paraty, ambas no sul do estado do Rio de Janeiro, com grupos entre 200 e 450 indivíduos respectivamente (LODI & HETZEL, 1998; SIMÃO *et al.*, 2000; LODI, 2003), Regência apresentou a mesma média que a maioria das outras áreas de ocorrência de *S. guianensis*.

Grupos pequenos contendo 3 e 4 indivíduos foram observados em 11 oportunidades cada um e a média total foi de 4,05 indivíduos por grupo.

Resultados semelhantes foram encontrados em Cananéia, SP, onde houve predominância de grupos entre 2 e 5 indivíduos (GEISE, 1989; GEISE *et al.*, 1999); 3 indivíduos por grupo na praia de Iracema em Fortaleza, CE (HAYES, 1998); 4 indivíduos na praia da Pipa, Tibau do Sul, RN (ARAÚJO *et al.*, 2001; SPINELLI *et al.*, 2002; SOUTO *et al.*, 2006); 4 indivíduos em Ilhéus, BA (REIS, 2002).

Na baía de Guanabara, o resultado foi entre 2 a 10 indivíduos por grupo (AZEVEDO, 2005), porém, de qualquer forma, pode se considerar que se trata de pequenas agregações.

Levando em consideração que a maior agregação observada em Regência foi de 9 indivíduos e todos os grupos, independente do número de indivíduos, foram observados em pesca oportunista, é razoável afirmar que os grandes grupos de Regência foram vistos em atividade forrageadora, ao contrário do observado em Cananéia, onde grandes grupos não eram vistos praticando esta atividade (GEISE, 1999).

Em cetáceos, o tamanho e a composição dos grupos podem estar relacionados à pressão de predação, custo e benefício na captura do alimento, presença de filhotes e profundidade local (GYGAX, 2002).

Vale ressaltar que Regência é uma importante zona de pesca de cação, onde a comunidade pesqueira faz uso de redes específicas para este tipo de pesca.

A distribuição dos recursos alimentares é um dos fatores ecológicos que determinam e influenciam a organização social e os tamanhos de grupos nos cetáceos (WELLS *et al.*, 1990).

Essas variações no tamanho de grupo podem servir como uma adaptação sócio-biológica ao ambiente, permitindo a exploração dos recursos alimentares (DEFRAN & WELLER, 1999).

Além das diferenças relacionadas ao ambiente, as variações nos tamanhos de grupo de *S. guianensis*, e de outras espécies, podem ser devidas as diferentes definições e conceitos para o significado de grupo (AZEVEDO, 2005).

Um grupo pode ser considerado como vários indivíduos em estreita associação e normalmente participando da mesma atividade (WEIGLE, 1990).

Outra definição, um pouco mais detalhada, considera que os grupos podem ser definidos como indivíduos em estreita proximidade, a uma distância inferior a 100m, geralmente deslocando-se na mesma direção e engajados em comportamento semelhante (QUINTANA-RIZZO & WELLS, 2001; ZOLMAN, 2002).

Em outro conceito, grupos são considerados quando os indivíduos apresentam uma coesão espacial próxima, com pelo menos 10m entre eles (CHILVERS & CORKERON, 2003).

Para este trabalho, foi considerado como grupo aquele em que os indivíduos presentes nadavam próximos uns dos outros (no mesmo campo de visão do observador) com atividades coordenadas, mas não necessariamente deslocando-se na mesma direção (MANN, 2000).

A composição de grupos para *S. guianensis* em Regência revela um aspecto importante da região para a conservação do boto cinza, uma vez que 41,8% dos grupos foram observados com a presença de filhotes, fato que ressalta a importância de medidas de conservação para a espécie, uma vez que Regência apresenta toda uma problemática referente às redes de espera, largamente utilizadas pela comunidade pesqueira local, que é a comunidade que mais utiliza este artefato pesqueiro na costa do Espírito Santo.

Não foram observadas diferenças marcantes de comportamento entre adultos e filhotes no estuário de Regência, sugerindo uma forte ligação entre estes, especialmente para os pares fêmea-filhote.

O observado em Regência se assemelha ao comportamento de *S. guianensis* em Tibau do Sul, RN (ARAÚJO *et al.*, 2001) onde os indivíduos de diferentes faixas etárias também apresentaram comportamento semelhante, diferindo do comportamento apresentado no complexo Paranaguá-Cananéia, onde adultos e filhotes apresentaram diferenças comportamentais (RAUTENBERG, 1999).

A organização social dos cetáceos compreende um importante aspecto da biologia populacional das espécies e tem que ser levada em consideração nas propostas de conservação. O boto cinza está no topo da cadeia alimentar aquática, e, portanto, deve ser considerado como um dos principais integrantes da zona marinha costeira para propósitos de manejo e gestão (LODI, 2003).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (CAP. II)

ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. **Behaviour**, **49** (3-4): 227-267.

ARAÚJO, J. P.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SOUTO, A. S. 2001. Behavior of the Estuarine Dolphin, *Sotalia guianensis*, at Dolphin Bay – Pipa – Rio Grande do Norte – Brazil. **Tropical Oceanography**, **29**(2): 13-23.

AYRES, M.; AYRES, M. JR.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. S. 2005. **BioEstat: aplicações estatísticas nas áreas das ciências bio-médicas**. Belém: Universidade Federal do Pará, PA, 334 p.

AZEVEDO, A. F. 2005. **Comportamento e uso do espaço por *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Guanabara (RJ) e variação geográfica dos assobios da espécie ao longo da costa do Brasil**. Tese de Doutorado, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ. 157 p.

BARROS, N. B.; TEIXEIRA, R. L. 1994. Incidental catch of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in Alagoas, northeastern Brazil. **Rep.Int. Whal. Comm., Special Issue 15**: 265–268.

BEARZI, G; POLITI, E.; SCIARA, G. N. 1999. Diurnal behavior of free-ranging bottlenose dolphins in the Kvarneric (northern Adriatic sea). **Marine Mammal Science**, **15**(4): 1065-1097.

BERTA, A. & SUMICH, J. L. 1999. **Marine Mammals Evolutionary Biology**. Academic Press, San Diego, CA. 494 pp.

BOROBIA, M. 1984. **Comportamento e aspectos biológicos dos botos da baía de Guanabara *Sotalia*, sp.** Monografia de Bacharelado. Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

BRITO JUNIOR, J. L.; AZEVEDO, A.F.; CUNHA, H.A.; FRAGOSO, A.B.L. & CARVALHO, O. 2000. **Padrões de movimento e uso do habitat do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1953) na baía de Guanabara, Brazil**. In Resumos da IX Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul & III Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos, Buenos Aires, Argentina. P. 67.

CHILVERS, B. L.; CORKERON, P. J. 2003. Abundance of indo-pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, off Point Lookout, Queensland, Australia. **Marine Mammal Science**, **19**(1): 85-95.

CORKERON, P. J.; BRYDENAN, M. M.; HEDSTROM, K. E. 1990. Feeding by bottlenose dolphins in association with trawling operations in Moreton Bay, Australia. In LEATHERWOOD, S.; REEVES, R. R. (eds.) **The bottlenose dolphin**. Academic Press, San Diego, CA.

CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. & PIRES, J. S. R. 2000. **Área de vida e uso do habitat por *Sotalia fluviatilis guianensis*. na baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil**. In Anais da IX Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da

América do Sul & III Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos, Buenos Aires, Argentina. p. 29.

DAWSON, S. M. 2001. The North island Hector's dolphin is vulnerable to extinction. **Marine Mammal Science**, **17**(2): 366-371.

DEFRAN, R. H.; WELLER, D. W. 1999. Occurance, distribution, site fidelity and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. **Marine Mammal Science**, **15**(2): 366-380.

DEL-KLARO, K. 2004. **Comportamento Animal – uma introdução à ecologia comportamental**. Jundiaí: Livraria Conceito, 132p.

DI BENEDITTO, A. P. M. 2000. Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Campos de Goytacazes. Dissertação (Doutorado em Ciências Ambientais). Universidade Estadual do Norte Fluminense.

DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A.; LIMA, N. R. W. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. **Braz. Arch. Biol. Tech.** **44**(3): 291-296.

DOMIT, C. 2005. **Comportamento de pesca do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Benéden, 1864)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

EDWARDS, H. H.; SCHNELL, G. D. 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. **Marine Mammal Science**, **17**(3): 445-472.

FERTL, D.; LEATHERWOOD, S. 1997. Cetacean interactions with trawls: A preliminary review. **Journal of Northwest Atlantic Fishery Science** **22**: 219-248.

FLACH, L. 2004. **Densidade, tamanho populacional e distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Van Benéden, 1864) na baía de Sepetiba, estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte.

FLACH, P. A. 2004. **Uso de habitat, padrão de atividades e organização social do boto-cinza (*Sotalia guianensis* Van Benéden, 1864) na baía de Sepetiba, estado do Rio de Janeiro**. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais, Belo Horizonte.

FLORES, P. A. C. 2003. **Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil**. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

FLORES, P. A. C.; FONTOURA, N. F. 2006. Ecology of marine tucuxi, *Sotalia guianensis*, and bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Baía Norte, Santa Catarina state, southern Brazil. **LAJAM**, **5**(2): 105-115.

GAMBOA-POVEDA, M.; MAY-COLLADO L. J. 2006. Insights on the occurrence, residency, and behavior of two coastal dolphins from Gandoca-Manzanillo, Costa Rica: *Sotalia guianensis*

and *Tursiops truncatus* (Family Delphinidae). **International Whaling Commission Scientific Committee Meeting Document, SC/58/SM4**: 1-9.

GARCÍA, C. 1998. **Movimientos y uso de hábitat de los delfines costeros *Sotalia fluviatilis* Y *Tursiops truncatus* en la Bahía de Cispatá, Atlántico Colombiano.** Monografía para obtenção do título de bacharel, Universidad de los Andes, Bogotá, Colômbia.

GASKIN, D. E. 1968. Distribution of Delphinidae (Cetacea) in relation to sea surface temperatures off eastern e southern New Zealand. New Zealand. **Journal Marine Fresh Resources**, **2**, 527-534.

GEISE, L. 1989. **Estrutura social, comportamental e populacional de *Sotalia* sp. (Gray, 1886) (Cetacea, Delphinidae) na região estuarino-lagunar Cananéia, S.P. e na Baía da Guanabara, R. J.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

GEISE, L.; GOMES, N.; CERQUEIRA, R. 1999. Behaviour, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brazil. **Rev. Brasil. Biol.** **59**(2): 183-194.

GYGAX, L. 2002. Evolution of group size in the dolphins and porpoises: interspecific consistency of intraspecific patterns. **Behavioral Ecology**, **13**: 583-590.

HAYES, A. J. S. 1998. **Aspectos da actividade comportamental diurna da forma marinha do tucuxi, *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853 (Cetacea – Delphinidae), na Praia de Iracema (Fortaleza – Ceará – Brasil).** Relatório de Estágio do Curso de Licenciatura em Biologia Marinha e Pescas. Universidade do Algarve, Faro, Portugal.

JAQUET, N.; GENDRON, D. 2002. Distribution and relative abundance of sperm whales in relation to key environmental features, squid landings and the distribution of other cetacean species in the Gulf of California, Mexico. **Marine Biology**, **141**: 591-601.

JARAMILLO-LEGORRETA, A. M; ROJAS-BRACHO, L.; GERRODETTE, T. 1999. A new abundance estimate for vaquitas: first step for recovery. **Marine Mammal Science**, **15**(4): 957-973.

JEFFERSON, T. A., LEATHERWOOD, S. & WEBBER, M. A. 1993. **FAO Species identification guide: Marine mammals of the world.** FAO: Roma. 320p.

KARCZMARSKI, L.; COCKCROFT, V. G.; MCLACHLAN, A. 2000. Habitat use and preferences of Indo-pacific humpback dolphins *Souza chinensis* in Algoa Bay, South Africa. **Marine Mammal Science**, **16**: 64-79.

KLEINERT, R.; RUPPERT, W.; STRATIL, F. 1994. **Verhaltens biologie. Ethologische und physiologische Grundlagen.** München: Mentor-Verlag Dr Ramdohr KG.

KREBS, J. R.; DAVIES, N. B. 1996. **Introdução à Ecologia Comportamental.** São Paulo: Atheneu Editora, 420p.

LEATHERWOOD, S. 1975. Some observations on feeding behavior of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in the northern Gulf of Mexico and (*Tursiops* cf. *T. gilli*) off southern California, Baja California, and Nayarit, Mexico. **Marine Fisheries Review** **37**: 10-16.

LINK, L. O.; YAMAMOTO, M. E. 2000. **Fidelidade ao local e uso das baías por indivíduos de *Sotalia fluviatilis*, na região de Pipa, município de Tibau do Sul-RN.** In Resumos da IX Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul & III Congresso da Sociedade Latinoamericana de Especialistas em Mamíferos Aquáticos, Buenos Aires, Argentina. p. 74.

LODI, L; HETZEL, B. 1998. Grandes agregações do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Bioikos**, **12** (2): 26-30.

MACNAMARA, J. M.; HOUSTON, A. I. 1990. The value of fat reserves and the tradeoff between starvation and predation. **Acta Biotheor.** **38**, 37-61.

MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. **Marine Mammal Science**, **15**(1): 102-122.

MONTEIRO-NETO, C. ÁVILA, F. J. C.; ALVES JUNIOR, T. T.; ARAÚJO, D. S.; CAMPOS, A. A.; MARTINS, A. M. A.; PARENTE, C. L. 2004. Behavioral responses of *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) to acoustic pingers, Fortaleza, Brazil. **Marine Mammal Science**, **20**(1): 145-151.

NASCIMENTO, L. F. **Descrição comportamental do boto cinza, (*Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853, Delphinidae, Cetacea) no litoral sul do estado do Rio Grande do Norte.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

NOKE, W. D.; ODELL, D. K. 2002. Interactions between the Indian River Lagoon blue crab fishery and the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. **Marine Mammal Science**, **18**(4): 819-832.

OLIVEIRA, J. A.; ÁVILA, F. J. C.; ALVES JÚNIOR, T. T.; FURTADO-NETO, M. A. A; MONTEIRO-NETO, C. 1995. Monitoramento do boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) em Fortaleza, estado do Ceará, Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza **29**: 28-35.

POLETTI, F. R. 2003. **Aspectos comportamentais da população de Botos-Cinzas (*Sotalia fluviatilis*) na baía de Sepetiba (RJ).** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

QUINTANA-RIZZO, E.; WELLS, R. 2001. Resighting and association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cedar Keys, Florida: insights into social organization. **Canadian Journal of Zoology** **79**:447-456.

RAUTENBERG, M. 1999. **Cuidados parentais de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na região do complexo estuarino-lagunar Cananéia-Paranaguá.** Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Departamento de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

REIS, L. W. D.; MARTINS, L. R. P.; QUEIROZ, E. C. 1994. **Observações sobre o comportamento social do boto *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) na Enseada do Bom Despacho, baía de Todos os Santos, Bahia, Brasil.** In: Anais da VI Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil. P. 53.

REIS, M. S. S. 2002. **O boto *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) no litoral de Ilhéus, Bahia: Comportamento e interações com as atividades pesqueiras.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz.

SAAYMAN, G. S., D. BOWERM & C. K. TAYLER. 1972. Observations on inshore and pelagic dolphins on the south-eastern Cape Coast of South Africa. **Koedoe**, **15**:1-24.

SANTOS-JR, E.; PENSARD, K. C.; YAMAMOTO, M. E.; CHELLAPPA, S. 2006. Comportamento do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Benédén) (Cetacea, Delphinidae) na presença de barcos de turismo na praia da Pipa, Rio Grande do Norte, Brasil. **Revista Bras. Zoologia**, **23**(3): 661-666.

SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S.; SICILIANO, S.; ZERBINI, A. N.; ZAMPIROLI, E.; VICENTE, A. & 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.

SANTOS, U. A. 2001. **Movimentação do boto cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), na baía do Pontal, Ilhéus, Bahia.** Monografia de Bacharelado, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus-Bahia. 31p.

SELZER, L. A.; PAYNE, P. M. 1988. The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. **Marine Mammal Science**, **4**(2): 141-153.

SEMA/RJ. 1998. Macroplano de gestão e saneamento ambiental da bacia da Baía de Sepetiba. In: Relatório Final / Parte I - **Diagnóstico Ambiental**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente - Governo do Estado do Rio de Janeiro MNA/PNMA.

SHANE, S. H. 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: **The Bottlenose Dolphin**. Ed. Stephen Leatherwood and Randall Reeves. Academic Press. Inc. San Diego, CA, USA.

SICILIANO, S. ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; ROCHA, J. M.; MORENO, I. B.; LUCENA, A. 2000. **A comunidade de cetáceos no Atlântico oeste tropical: uma análise georeferenciada da distribuição e uso dos ambientes.** In: Anais da IX Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, Buenos Aires, Argentina. P. 119-120.

SILVA-JR, J. M. 2005. Ecologia comportamental do golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) em Fernando de Noronha. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco – Deptº de Oceanografia, Recife, PE.

SIMÃO, S. M.; PIZZORNO, J. L. A.; PERRY, V. N.; SICILIANO, S. 2000. Aplicação da técnica de fotoidentificação do boto cinza, *Sotalia fluviatilis*, (Cetacea: Delphinidae) da baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente**, **7**(1): 31-39.

SIMÃO, S. M.; POLETTO, F. R. 2002. Áreas preferenciais de pesca e dieta do ecótipo marinho do boto cinza (*Sotalia fluviatilis*) na baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente**, **9**(1): 18-25.

SOUTO, A. 2005. **Etologia, princípios e reflexões**. Recife: Editora Universitária UFPE, 346p.

SPINELLI, L. H. P.; NASCIMENTO, L. F.; YAMAMOTO, M. E. 2002. Identificação e descrição da brincadeira em uma espécie pouco estudada, o boto cinza (*Sotalia fluviatilis*), em seu ambiente natural. **Estudos de Psicologia**, **7**(1): 165-171.

SPÍNOLA, J. L. 2006. Atividade comportamental diurna do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1864) (Cetacea, Delphinidae) na barra do rio Paraguaçu, estado da Bahia. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Paraná.

SPINKA, M., NEWBERRY, R. C., & BEKOFF, M. 2001. Mammalian play: Training for the unexpected. **Quarterly Review of Biology**, **76**, 141- 168.

TROMBULAK, S. C. 1985. The influence of interspecific competition on home range size in chipmunks (*Eutamias*). **Journal of Mammalogy**, **66**(2): 329-337.

VALLE, A. L.; MELO, F. C. C. 2006. Alterações comportamentais do golfinho *Sotalia guianensis* (Gervais, 1953) provocadas por embarcações. **Biotemas**, **19**(1): 75-80.

VALLE, A. L.; VAZ, L. A. L. 2005. A relação entre o tempo de apnéia, a idade e alguns comportamentos do golfinho *Sotalia Fluviatilis* (Gervais 1853). **Acta Biol. Par.**, **34**(1, 2, 3, 4): 91-101.

WEIGLE, B. 1990. Abundance, distribution and movements of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in lower Tampa Bay, Florida. **Rep. Int. Whal. Commn.** (Special Issue **12**). 195-201.

WELLS, R. S.; DOLH, T. P.; HANSEN, L. J.; KELLY, D. L.; BALDRIGE, A.; DEFRAN, R. H. 1990. Northward extension of the range of bottlenose dolphin along the California coast. In: LAETHERWOOD, S; REEVES, R. R. (eds.) **The bottlenose dolphin**. Academic Press Inc. San Diego. 421-431.

WHITEHEAD, H. 1995. Investigating structure and temporal scale in social organizations using identified individuals. **Behavioral Ecology** **6**: 199-208.

WHITEHEAD, H. 1997. Analyzing animal social structure. **Animal Behaviour** **53**: 1053-1067.

ZOLMAN, E. 2002. Residence patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Stono River estuary, Charleston County, South Carolina. *Marine Mammal Science* **18**:879-892.

5 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

- 1) Seria interessante avaliar a dieta de *Sotalia guianensis* em Regência através de conteúdo estomacal aliado ao acompanhamento da pesca na região para levantamento das espécies alvo desta atividade, para se avaliar de forma mais fidedigna a relação dos botos com aspectos de salinidade, temperatura e maré, relacionados com a abundância e sazonalidade das presas, pois a presença/ausência dos animais parece estar mais relacionada com estes aspectos que não fizeram parte dos objetivos deste trabalho.
- 2) É imprescindível que, para estudos futuros na área do estuário de Regência, haja a presença de, pelo menos, três observadores de bordo (um fotógrafo e dois observadores), a fim de evitar ao máximo que presenças de indivíduos não sejam notadas, minimizando o risco de amostras viciadas e dúvidas referentes aos resultados estatísticos das análises, como provavelmente ocorreu na análise de presença/ausência dos indivíduos relacionados com a velocidade máxima e mínima do vento.
- 3) A metodologia de cruzeiros para coletas de dados em traineiras da região não se mostrou eficiente devido à perda de informações comportamentais valiosas, como os comportamentos exibidos pelos indivíduos próximos à foz do rio Doce quando as traineiras não estavam em atividade de pesca. Além disso, houve a restrição de estarmos “de carona” nas embarcações, o que provocava, em algumas situações, perda de coletas de dados quando a produção da pesca não estava satisfatória, fazendo com que o dia de trabalho fosse interrompido com a volta do barco para o cais. Por outro lado, um ponto importante conquistado por esta metodologia foi a de relatar com melhores detalhes o comportamento de “pesca oportunista” e a perseguição das traineiras por parte dos botos de Regência. Como os botos seguiam os barcos de arrasto para pesca do camarão, caracterizando uma forma oportunista de forrageio, os grupos foram encontrados quase sempre neste tipo de comportamento, chamado neste estudo de “pesca oportunista” que é o comportamento mais difícil para obtenção de boas fotos para a identificação. Neste sentido, a metodologia empregada neste trabalho igualmente não se configurou numa metodologia eficiente para a o método de marcação-recaptura via foto-identificação, além do fato dos animais não emergirem na

posição perpendicular ao observador-fotógrafo, dificultando ainda mais o trabalho de foto-identificação. Vale ressaltar que, para a utilização de outras metodologias de cruzeiros para coleta de dados, é necessário conhecer o comportamento da população de *Sotalia guianensis* de Regência, as áreas preferenciais dentro da área de moradia, a fim de maximizar o esforço de coleta e foto-identificação.

- 4) A elevada porcentagem de filhotes nos grupos sugere, fortemente, que a região de Regência é uma área importante de ocorrência da espécie, e que a população local, apesar de pequena, está obtendo todos os recursos de que precisa para realizar todas as suas atividades vitais, sobretudo a reprodução. Este fato remete ainda mais à preocupação sobre a situação do uso das redes de espera da região e de um possível aumento do número de redes no estuário visto a crescente depleção dos estoques pesqueiros.
- 5) O número médio de indivíduos por grupo em Regência foi de quatro, a mesma quantidade observada na maioria das outras áreas de ocorrência da espécie. Nestes grupos, é freqüente a presença de filhotes e, como observado em algumas outras regiões, estes se comportam de maneira semelhante aos adultos, sugerindo forte ligação entre eles.
- 6) Estudos de marcação-recaptura por foto-identificação de *S. guianensis* em mar aberto são infreqüentes no Brasil. Além de Regência se tratar de mar aberto, há o fator limitante das condições marinhas do estuário. A soma destas características torna a região de Regência uma área com alto grau de dificuldade para a atividade de foto-identificação, que, aliadas ao comportamento do boto cinza nesta região, justificam o baixo aproveitamento de fotos úteis deste trabalho.
- 7) Mais da metade dos botos de Regência possuem marcas naturais na nadadeira dorsal, fato que justifica o uso do método de marcação-recaptura por foto-identificação individual, pois é a metodologia mais eficiente para estimar populações com alto índice de animais marcados. Por outro lado, esta alta porcentagem de indivíduos marcados deve ser analisada com cuidado, pois pode ter sido mascarada pelas freqüentes condições desfavoráveis do mar de Regência, podendo a proporção ser

inferior a obtida. Seria necessária uma amostragem maior para obter uma porcentagem mais fiel de animais marcados.

- 8) As estimativas populacionais para ambas as versões do teste de *Lincoln-Petersen* (*Chapman* e *Bailey*) apresentaram prováveis resultados superestimados devido ao baixo número de indivíduos marcados e reavistados da amostragem. O baixo número de capturas/recapturas pode indicar que a população não esteja bem representada. Este baixo número originou-se pelo constante mau tempo do mar de Regência. Para melhorar esta proporção, a literatura especializada recomenda mais tempo de esforço amostral, uma vez que para aumentar a precisão das estimativas, o número de capturas/recapturas deve ser o mais alto possível, diminuindo sensivelmente a chance de violação de pressupostos dos estimadores.
- 9) A estimativa populacional do teste de *Schnabel* aparentemente foi o que melhor satisfaz a situação da população de *S. guianensis* de Regência por se tratar de um estimador mais acurado e por ter sido indicado como o mais apropriado pelo teste de igual capturabilidade de *Poisson*.
- 10) Regência encontra-se distante de perturbações de origem antrópica como grandes centros urbanos e pólos industriais. Além disso, Regência não conta com grande fluxo turístico devido à precariedade das vias de acesso à vila e também às condições marinhas desfavoráveis para passeios contemplativos. Essas características, embora prejudiciais para o desenvolvimento da vila, podem ser consideradas benéficas para a conservação da população de *S. guianensis* de Regência. A presença de filhotes e neonatos durante todo o período de coleta de dados é um forte indicador da saúde da população.
- 11) Apesar da pequena comunidade pesqueira, que conta com apenas 10 barcos motorizados, o uso de redes de espera é intenso na foz do rio Doce. Estas redes são potencialmente letais para pequenos cetáceos costeiros, com implicância direta sobre a conservação da população residente de *S. guianensis*.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS (Revisão Bibliográfica e Introdução Geral)

- ALBINO, J. 1999. **Processos de sedimentação atual e morfodinâmica das praias de Bicanga à Povoação, ES.** Tese de Doutorado. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo. 174p.
- ALTMANN, J. 1974. Observational study of behavior: sampling methods. **Behaviour**, **49** (3-4): 227-267.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. 2001. **Sistema Nacional de Informações Sobre Recursos Hídricos: Bacias Hidrográficas do Atlântico Sul - Trecho Leste: sinopse de informações do Espírito Santo, Rio de Janeiro, Bahia e Sergipe.** CDRom.
- ARNBOM, T. 1987. Individual identification of sperm whales. **Report of the International Whaling Commission** **37**:201-204.
- AUGER-MÉTHÉ, M.; WHITEHEAD, H. The use of natural markings in studies of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). **Marine Mammal Science**, **23**(1): 77-93.
- BALLANCE, L. T. 1990. Residence patterns, group organization and surfacing associations of bottlenose dolphin in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. In: LAETHERWOOD, S; REEVES, R. R. (eds.) **The bottlenose dolphin.** Academic Press Inc. San Diego. 267-283.
- BIGG, M. A.; OLESIU, P. F.; ELLIS, G. M.; FORD, J. K. B.; BALCOMB, K. C. 1990. Social organization and genealogy of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. **Rep. Int. Whal. Comm. Special Issue** **12**: 383-405.
- BOROBIA, M., 1989, *Distribution and morphometrics of South American dolphins of the genus Sotalia.* Master Thesis, Macdonald College of McGill University, Montreal, Quebec, 80p.
- BOROBIA, M.; SICILIANO, S.; LODI, L.; WOEK, W. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. 1991. **Canadian Journal of Zoology**. **69**: 1025-1039.
- BÖSSENECKER, P. J. 1978. The capture and care of *Sotalia guianensis*. **Aquatic Mammals**. **6**, 13-17.
- BRÄGER, S.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E.; SMITH, S.; STONE, G. S.; YOSHINAGA, A. 2002. Site fidelity and long-shore range in Hector's dolphin, an endangered marine dolphin from New Zealand. **Biological Conservation**. **108**: 281-287.
- CARLSTROM, D; EDELSTAM, C. 1946. Methods of marking reptiles for identification after recapture. **Nature**, 158(4021): 748-749.
- CARR, T.; BONDE, R. K. 1993. **Northern distribution record for the tucuxi dolphin. In: Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals.** n 10. Galveston, Abstracts. 1993.

CASTRO, A. L. F.; ROSA, R. S. 2005. Use of natural marks on population estimates of the nurse shark, *Ginglymostoma cirratum*, at Atol das Rocas Biological Reserve, Brazil. **Environmental Biology of Fishes**, **72**: 213–221

CUNHA, H. A. ; SILVA, V. M. F. ; BRITO JR, J. L. ; SANTOS, M. C. O. ; FLORES, P. A. C. ; MARTIN, A.; AZEVEDO, A. F. ; FRAGOSO, A. B. L. ; ZANELATTO, R. C. ; SOLE-CAVA, A. M. 2005. Riverine and marine *Sotalia* (Cetacea: Delphinidae) are different species. **Marine Biology**, London, DOI 10.1007/s00227-005-0078-2.

DA SILVA, V.M.F.; BEST, R.C. *Sotalia fluviatilis*, Mammalian Species. 1996. **American Society of Mammalogists**. V. **527**, p.1-7.

DA SILVA, V.M.F.; BEST, R.C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). 1994. Handbook of Marine Mammals. 5, 43-69.

DI BENEDITTO, A. P. M.; CAPISTRANO, L.; RAMOS, R. M. A. 1990. **Captura accidental de pequenos cetáceos na costa dos estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo e Bahia, Brasil**. In: IV REUNION DE TRABAJO DE ESPECIALISTAS EM MAMÍFEROS ACUATICOS DE LA AMERICA DEL SUR, 1990, Valdivia. Anais de la IV Reunión de Trabajo de Especialistas em Mamíferos Acuáticos de la América del sur. Valdivia: SOLAMAC.

FLORES, P. A. C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis*. 2002. In: Encyclopedia of Marine Mammals (PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B; THEWISSEN, J. G. M. editores) Academic Press, San Diego, p. 1267-1269.

FORD, J. K. B.; ELLIS, G. M.; BALCOMB, K. C. 1994. **Killer Whales**. UBC Press.

FREITAS NETTO, R. **Levantamento das artes de pesca no litoral do estado do Espírito Santo e suas interações com cetáceos**. 2003. Dissertação de Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos, 2003.

FREITAS NETTO, R.; BARBOSA, L. A. Cetaceans and fisheries interactions along the Espírito Santo state, southeastern Brazil, during 1994-2001. 2003. **LAJAM**. **2**(1), p. 57-60.

GONZÁLEZ, F. T. 1994. The use of photoidentification to study the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. **Marine Mammal Science**, **10**(3): 348-353.

GOWANS, S.; WHITEHEAD, H. 2001. Photographic identification of bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*): sources of heterogeneity from natural marks. **Marine Mammal Science**, **17**(1): 76-93.

HAMMOND, P. S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. **Rep. Int. Whal. Comm.**, **8**: 253–282.

HAMMOND, P. S. 1990. Capturing whales on film - estimating cetacean population parameters from individual recognition data. **Mammal Rev.**, **20**, 17-22.

HERMAN, L. M.; ANTINOJA, R. C. 1977. Humpback whales in the hawaiian breeding waters: population and pod characteristics. **Sci. Rep. Whales Res. Inst**, **29**: 59-85.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 2001. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação**, versão II. 2. Brasília: Edições Ibama. 96p.

INSTITUTO JONES DO SANTOS NEVES. 2008. **Bacias Hidrográficas**. Disponível em: <http://www.ijsn.es.gov.br/cartografia/mapas/jpg/ES_Bacias_hidrograficas.jpg> Acesso em 08 Nov. 2007.

IRVINE, A. B.; WELLS, R. S. 1972. Results to attempts to tag Atlantic bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. **Cetology**, **13**: 1-5.

JEFFERSON, T. A., LEATHERWOOD, S.; WEBBER, M. A. 1993. **FAO Species identification guide: Marine mammals of the world**. FAO: Roma. 320p.

KARCZMARSKI, L.; WINTER, P. E. D.; COCKCROFT, V. G.; MCLACHLAN, A. 1999. Population analysis of indo-pacific humpback dolphin *Souza chinensis* in Algoa Bay, Eastern Cape, South Africa. **Marine Mammal Science**, **15**(4): 1115-1123.

KATONA, S.; BAXTER, B.; BRAZIER, O.; KRAUS, S.; PERKINS, J.; WHITEHEAD, H. 1979. Identification of humpback whales by fluke photographs. Pages 33-44 In WINN, H. E.; OLLA, B. L. eds. **Behavior of marine animals**. Volume 3. Cetaceans. Plenum Press, New York, NY

KRAUS, S.; KATONA, S. 1977. **Humpback whales in the western North Atlantic – A catalogue of identified individuals**. College of the Atlantic, Bar Harbor, Maine, 26p.

KREHO, A.; KEHTARNAVAZ, N.; ARAABI, B.; HILLMAN, G.; WÜRSIG, B. 1999. **Assisting manual dolphin identification by computer extraction of dorsal ratio**. Annals of biomedical engineering. 27: 830-838.

LOCKYER, C. H.; MORRIS, R. J. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. **Report of the International Whaling Commission (Special Issue 12)**: 113-118

MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. **Marine Mammal Science**, **15**(1): 102-122.

NORRIS, K. S.; WÜRSIG, B.; WELLS, R. S.; WÜRSIG, M.; BROWNLEE, S. M.; JOHNSON, C.; SOLOW, J. 1985. The behavior of hawaiian spinner dolphin, *Stenella longirostris*, **Southwest Fisheries Center Admin. Rep. LJ-85-06C**, 213p.

OTT, P. H. 1997. **Análise das capturas acidentais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'orbigny, 1844) (Cetacea, Pontoporiidae) nas comunidades pesqueiras do litoral norte do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado, não publicada, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, xiii + 103p.

PANOSO, L. A.; GOMES, I. A. 1978. Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado do Espírito Santo. **Bolm Téc. Embrapa**, **45**:1-461.

RAMOS, R. M. A. 1997. **Determinação da idade e biologia reprodutiva de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Pontoporidae e Delphinidae) no norte do Rio de**

Janeiro. Dissertação de Mestrado Universidade Estadual do Norte Fluminense, RJ, Brasil.

RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; LIMA, N. R. W. 2000. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Mammals**, **26**, 65-75.

REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. A.; SCIARA, G. N. 2003. **Dolphins, whales and porpoises – 2002-2010: Conservation Action Plan for the World’s Cetaceans**. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, Glan and Cambridge.

REIS, R. L. P. R. 2003. **Caboclo Bernardo: história e cultura na barra do rio Doce**. Editora Unilinhares: Linhares, 165p.

ROSAS, F. C. W. 2000. **Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporidae) no litoral sul do estado de São Paulo e litoral do estado do Paraná, Brasil**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, PR, Brasil.

SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S.; RAMOS, R.M.A. 2003. Age estimation of marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association**, UK, **83**(1): 233-236.

SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S.; SICILIANO, S.; ZERBINI, A. N.; ZAMPIROLI, E.; VICENTE, A. & 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.

SIMÕES-LOPES, P. C. 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, **1**(1): 57-62.

SLOOTEN, E.; DAWSON, S. M.; WHITEHEAD, H. 1993. Associations among photographically identified Hector’s dolphin. **Can. J. Zoology**, **71**: 2311-2318.

SUTHERLAND, W. J. (ed.) 1996. **Ecological Sensus Techniques: a handbook**. New York: Cambridge University Press, 336p.

THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. S. 1992. The use of photography to monitor dermal disease in wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Ambio** **21**(2).

WEIGLE, B. 1990. Abundance, distribution and movements of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in lower Tampa Bay, Florida. **Rep. Int. Whal. Commn.** (Special Issue **12**). 195-201.

WEILGART, L. S.; WHITEHEAD, H. 1990. Vocalizations of the North Atlantic pilot whale (*Globicephala melas*) as related to behavioral contexts. **Behavioral Ecology and Sociobiology** **26**: 399-402.

WELLS, R. S. 1991. The role of long term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In: PRIOR, K.; NORRIS, K. S. (Eds.) **Dolphin Societies: discoveries and puzzles**. University of California Press, Berkeley, 199-223.

WELLS, R. S.; DOLH, T. P.; HANSEN, L. J.; KELLY, D. L.; BALDRIGE, A.; DEFRAN, R. H. 1990. Northward extension of the range of bottlenose dolphin along the California coast. In: LAETHERWOOD, S; REEVES, R. R. (eds.) **The bottlenose dolphin**. Academic Press Inc. San Diego. 421-431.

WÜRSIG, B. & JEFFERSON, T.A. 1990. Methods of photoidentification for small cetaceans. **Rep. Int. Whal. Commn.** (Special Issue **12**) p. 43-52.

WÜRSIG, B. & WÜRSIG, M. 1977. The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science**, **198**, 755-6.

WÜRSIG, B. 1978. Occurance and group organization of Atlantic bottlenose porposes (*Tursiops truncatus*) in an Argentine Bay. **Bio. Bull.** **154**: 348-359.

ZUNTI, M. L. G. 2000. Panorama histórico de Linhares. (2 ed.). Linhares: Pousada das Letras.