

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

CENTRO DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO PSICOBIOLOGIA

Alexandre Douglas Paro

Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte



Dissertação apresentada a Universidade Federal do Rio Grande do Norte para obtenção do título de mestre em Psicobiologia.

Natal

2010

Alexandre Douglas Paro

Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte

Dissertação apresentada a Universidade Federal do Rio Grande do Norte para obtenção do título de mestre em Psicobiologia.

Orientador: Renata Gonçalves Ferreira

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Setorial do Centro de Biociências

Paro, Alexandre Douglas.

Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte / Alexandre Douglas Paro. – Natal, RN, 2010.

129 f. : Il.

Orientadora: Renata Gonçalves Ferreira.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Psicobiologia.

1. Ecologia Populacional – Dissertação. 2. Boto-cinza – Dissertação. 3. Ecologia comportamental – Dissertação. I. Ferreira, Renata Gonçalves. II. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. III. Título.

RN/UF/BSE-CB

CDU 591.5

Título: Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte

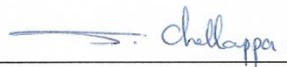
Autor: Alexandre Douglas Paro Tavares Ferreira

Data da defesa: 19 de março de 2010

Banca Examinadora:



Profª. Dra. Liliane Lodi
Faculdades Integradas Maria Thereza (FAMATH)



Profª. Dra. Sathyabama Chellappa
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)



Profª. Dra. Renata Gonçalves Ferreira
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Resumo:

Quatro áreas são conhecidas como de freqüente uso pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte: Tabatinga, Pipa, Lagoa de Guaraíras e Baía Formosa. Esta extensão de 40km de costa está sob crescente impacto antrópico devido ao aumento de construções e tráfego de embarcações. Este estudo teve por objetivos investigar aspectos populacionais e o uso do hábitat de uma população de *Sotalia guianensis* no litoral sul do Rio Grande do Norte. Foi empregada a técnica de foto-identificação e posteriormente métodos de captura-recaptura para as estimativas populacionais (extensão POPAN do programa MARK). A movimentação e grau de fidelidade dos indivíduos foram investigados utilizando sistema de informação geográfica e análises estatísticas não paramétricas. As coletas de campo foram realizadas a bordo de uma embarcação entre março de 2008 a março de 2009. No total foram 329h de esforço de foto-identificação e 113h de esforço efetivo nas quatro áreas estudadas. As estimativas foram: Tabatinga: 75 (63-92); Pipa 105 (88-129); Lagoa de Guaraíras: 27 (18-54) e Baía Formosa: 112 (89-129) indivíduos. A população total estimada foi: 223 (192 a 297). A fidelidade a área foi alta por apenas parte da população (<15%), sendo também observados indivíduos de fidelidade baixa e transientes (>20%). Foi constatada grande movimentação de indivíduos das áreas de Tabatinga, Lagoa de Guaraíras e Pipa, mas não de Baía Formosa, o que sugere uma divisão de duas comunidades diferentes ao longo do litoral uma em Pipa e outra em Baía Formosa. O tamanho dos grupos foi pequeno, com grupos mais freqüentes até 10 animais. O forrageio foi predominante e os animais usaram a área intensivamente, apenas na Lagoa de Guaraíras os indivíduos não foram vistos todos os dias. A Lagoa de Guaraíras é um local exclusivo de forrageio de grupos pequenos. Grupos maiores foram visto fora da lagoa, próximo à entrada. Em Pipa e Tabatinga os animais se concentraram nas enseadas, principalmente em forrageio. Grupos maiores foram vistos em socialização, mas não houve diferenças no tamanho dos grupos quando comparado as enseadas com setores mais externos. Já em Baía Formosa os animais se concentraram mais no setor externo. Nestas áreas os grupos maiores estavam engajados em comportamentos de deslocamento e forrageio. A presença de imaturos foi maior nas enseadas em Tabatinga e Pipa, confirmando a sugestão destas enseadas serem importante para o cuidado parental. No geral, não houve diferenças quanto ao período do dia que os animais usaram os diferentes setores das áreas. *Sotalia guianensis* apresenta várias características que a tornam vulnerável, como pequenas populações concentradas em manchas de hábitat favorável ao longo da costa. Espera-se que os dados deste trabalho, além de oferecer novas informações para o conhecimento teórico da espécie, sirvam de subsídios para um manejo adequado da área no sentido de assegurar a permanência dos animais na área, seu padrão comportamental natural e o fluxo genético entre as comunidades.

Palavras – chave: Ecologia populacional, Ecologia Comportamental, *Sotalia guianensis*

Abstract:

Four areas are known as of frequent usage by Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in the south coast of Rio Grande do Norte state, northeast Brazil: Tabatinga, Pipa, Lagoa de Guaraíras and Baía Formosa. This extension of 40 km of shoreline is under increasing anthropogenic impacts due to continuous development of the coastal areas and vessel traffic. The objective of this study was to investigate aspects of population biology and habitat use of the population of *Sotalia guianensis* in the south coast of Rio Grande do Norte. It was applied the photo-identification technique and posterior methods of capture-recapture for population estimation (POPAN extension in MARK). The distribution, movement and site fidelity of the dolphins were analyzed through the geographic information system (GIS) and group characteristics and behavior through non-parametric statistics. Field work was conducted on board a 10m motor vessel from March 2008 to March 2009. Photo-identification effort was 329h with 113h of direct observation of the dolphins. The population estimatives for each area: Tabatinga: 75 (63-92); Pipa 105 (88-129); Lagoa de Guaraíras: 27 (18-54) e Baía Formosa: 112 (89-129) individuals. Total population estimative was: 223 (192 a 297). High site fidelity was detected for only part of the population (<15%) as low site fidelity and transients individuals were also detected (>20%). It was observed frequent movements between Tabatinga, Lagoa de Guaraíras and Pipa, but not Baía Formosa. This suggests a division in two communities along this shore extension: one in Pipa and other in Baía Formosa. Group size was small, most groups with up to 10 dolphins. The areas were use intensively, only in Lagoa de Guaraíras dolphins were not seen in all field trips. Lagoa de Guaraíras is an area used by small groups exclusively for foraging. In Tabatinga and Pipa dolphins concentrated close to the shore, in the inner sector of the area and the main activity is also foraging. Significant larger groups were seen in socializing behavior but there was no difference in group size between the inner and external sectors of the area. The presence of calves and juveniles were significant greater in the inner areas of Tabatinga and Pipa, confirming the hypothesis that these beaches are also used for parental care. In Baía Formosa dolphins concentrated in the outer sector and foraging was also predominant. Significant larger groups were seen in the outer sector, mainly engaged in mixed behaviors of travel/foraging, possibly in some kind of group foraging. Calves and juveniles were significant more present in the outer sector where group size was also larger. In general there was no difference in area usage and period of the day. *Sotalia guianensis* has characteristics that make the species vulnerable to human activities such as small population concentrated in patches of suitable habitats restrict to coastal areas. We hope that this study bring new information for the species and help for the adequate management of the area in order to assure the presence of the dolphins as well as its behavior pattern and gene flow between communities.

Este trabalho é dedicado a Zélia Maria Paro.

Dedico também a todas as pessoas que de uma maneira ou de outra se preocupam com o bem-estar de nosso planeta e de todos os seres vivos nele existente. O respeito ao nosso planeta é o respeito a nós mesmos e a todo o universo.

Agradecimentos:

Muitas pessoas contribuíram para a realização deste trabalho. Primeiramente gostaria de agradecer a Zélia Maria Paro, a qual sem a sua ajuda não seria possível chegar até aqui.

Gostaria de agradecer a Renata G. Ferreira pela orientação e suporte profissional ao longo do trabalho. A Paulo César Simões-Lopes, quem acreditou em mim desde o início de minha carreira com valiosos conselhos e suporte inicial ao projeto. Emydgio L. Araújo pelo suporte inicial ao projeto e por ser uma fonte inspiradora. Michael Noad pelas oportunidades e também pelo apoio inicial ao projeto. Agradeço a Carl Schwarz pela ajuda técnica e ao IDEMA pelo fornecimento das imagens de satélite. A Leonardo Wedekin pela bibliografia e ao oceanógrafo Arthur Celine pelos comentários pertinentes.

O trabalho de campo não seria possível sem o apoio logístico do programa de pós-graduação em Psicobiologia. Agradeço também a David Hasset, Waldenir e todos do Santuário Ecológico de Pipa pelo apoio logístico e amizade. Gostaria de agradecer a ajuda durante as coletas de Diogo, alunos de biologia da UFRN e aos voluntários do programa Latitude, vinculado ao Santuário Ecológico de Pipa. Ao mestre Daniel pela grande amizade, confiança e segurança na navegação do “Aventureiro”. Gostaria de agradecer o apoio de Diana Lunardi, Glaucia Severo e principalmente Rozimeire Teixeira Gomes, pelo suporte em todos os aspectos do trabalho. Aos amigos da UFRN e programa de pós em Psicobiologia onde fiz muitas amizades. A comunidade de Tibau do Sul e pescadores de Barra de Tabatinga.

Finalmente gostaria de agradecer o suporte financeiro das seguintes instituições:

Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq) pela bolsa ao longo do programa. Rufford Small Grants Foundation (Reino Unido), Cetacean Society International (EUA) e Portal Brasil Empreendimentos (Brasil) os quais o suporte financeiro foi fundamental para as atividades de campo.

Obrigado a todos!!!

ÍNDICE

Capa.....	i
Folha de Rosto.....	ii
Página de Assinatura.....	iii
Resumo.....	iv
Dedicatória.....	vi
Agradecimentos.....	vii
Lista de Tabelas.....	x
Lista de Figuras.....	xi
INTRODUÇÃO.....	1
Inter-relações Estrutura Populacional e Padrão Comportamental.....	2
Comportamento e Conservação das Espécies.....	3
Ordem Cetacea.....	4
Estudos Populacionais de Cetáceos.....	4
Estudos do Uso do Hábitat em Cetáceos.....	7
O Boto-Cinza.....	9
O Boto-Cinza no Litoral Sul do Rio Grande do Norte.....	14
OBJETIVOS.....	16
Objetivo Geral.....	16
Objetivos Específicos.....	16
MATERIAL & MÉTODOS	16
Área de Estudo.....	16
Trabalho de Campo.....	18

Análise e Classificação das Fotos.....	21
1. Estimativa Populacional.....	22
Programa MARK.....	27
Estimativa do Tamanho Populacional Total.....	29
2. Uso do Hábitat.....	30
Fidelidade à Área.....	30
Padrão de Movimentação.....	31
Padrão de Uso.....	31
RESULTADOS.....	35
1. Estimativa Populacional.....	35
Tabatinga.....	37
Pipa.....	39
Lagoa de Guaraíras.....	42
Baía Formosa.....	45
Todas as Áreas.....	47
2. Uso do Hábitat	50
Fidelidade à Área.....	50
Movimentação entre as Áreas.....	52
Distribuição.....	57
Padrão de Agrupamento, Comportamento e Uso da Área.....	63
Relação Uso da Área x Tamanho de Grupo.....	63
Relação Uso da Área x Comportamento.....	69
Presença de Imaturos e Uso da Área.....	74

Relação Uso da Área x Período do Dia.....	75
Relação Comportamento x Tamanho de Grupo.....	75
Tamanho de Grupo e Número de Sub-Grupos.....	80
DISCUSSÃO.....	81
CONCLUSÕES.....	98
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	99
ANEXOS.....	111
Anexo 1.....	111
Anexo 2.....	112
Anexo 3.....	113
Anexo 4.....	114
Anexo 5.....	115
Fotos.....	116

Lista de Tabelas

Tabela	Página
1 Esforço total e esforço efetivo para foto-identificação.....	35
2 Total e média de encontros e animais para foto-identificação.....	36
3 Resultados teste GOF-REALEASE para Tabatinga.....	38
4 Valores de AICc e número de parâmetros dos modelos em Tabatinga.....	39
5 Resultados teste GOF-REALEASE para Pipa.....	41
6 Valores de AICc e número de parâmetros dos modelos em Pipa.....	41
7 Resultados teste GOF-REALEASE para Lagoa de Guaráíras.....	43

8	Valores de AICc e número de parâmetros dos modelos em Lagoa de Guaraíras.....	44
9	Resultados teste GOF-REALEASE para Baía Formosa.....	46
10	Valores de AICc e número de parâmetros dos modelos em Baía Formosa.....	46
11	Resultados teste GOF-REALEASE para Todas as áreas.....	48
12	Valores de AICc e número de parâmetros dos modelos em Todas as áreas.....	49
13	Resultados do grau de residência pra cada uma das áreas.....	51
14	Resultados da movimentação de indivíduos entre as áreas.....	52
15	Resultado dos indivíduos transientes de cada local e de toda a área de estudo.....	53
16	Indivíduos transientes da área de estudo em Tabatinga.....	54
17	Indivíduos transientes da área de estudo em Pipa.....	55
18	Indivíduos transientes da área de estudo em Baía Formosa.....	56
19	Esforço total e esforço efetivo para distribuição.....	57
20	Total e média de encontros e animais para distribuição.....	58
21	Estatística descritiva do tamanho de grupo por setor em Tabatinga.....	63
22	Estatística descritiva do tamanho de grupo por setor em Pipa.....	64
23	Estatística descritiva do tamanho de grupo por setor de Lagoa de Guaraíras.....	66
24	Estatística descritiva do tamanho de grupo por setor em Baía Formosa.....	67

Lista de Figuras

Figura	Página
1 Boto-cinza na Praia da Pipa, RN.....	9
2 Área de estudo.....	17
3 Mapas das áreas de estudo com a divisão dos setores.....	33

4	Curva de descobrimento para Tabatinga.....	37
5	Frequência de Captura para Tabatinga.....	37
6	Curva de descobrimento para Pipa.....	40
7	Frequência de Captura para Pipa.....	40
8	Curva de descobrimento para Lagoa de Guaraíras.....	42
9	Frequência de Captura para Lagoa de Guaraíras.....	43
10	Curva de descobrimento para Baía Formosa.....	45
11	Frequência de Captura para Baía Formosa.....	45
12	Curva de descobrimento para Todas as áreas.....	47
13	Frequência de Captura para Todas as áreas.....	48
14	Mapa de distribuição das avistagens em Tabatinga.....	59
15	Mapa de distribuição das avistagens em Pipa.....	60
16	Mapa de distribuição das avistagens na Lagoa de Guaraíras.....	61
17	Mapa de distribuição das avistagens em Baía Formosa.....	62
18	Box - plot do tamanho de grupo por setor em Tabatinga.....	64
19	Box - plot do tamanho de grupo por setor em Pipa.....	65
20	Box - plot do tamanho de grupo por setor na Lagoa de Guaraíras.....	67
21	Box - plot do tamanho de grupo por setor em Baía Formosa	68
22	Box - plot do tamanho de grupo em Todas as áreas.....	69
23	Frequência dos comportamentos observados em Tabatinga.....	70
24	Frequência dos comportamentos observados em Pipa.....	71
25	Frequência dos comportamentos observados na Lagoa de Guaraíras.....	72
26	Frequência dos comportamentos observados em Baía Formosa.....	73

27	Frequência dos comportamentos observados em Todas as Áreas.....	74
28	Box-plot da relação tamanho de grupo e comportamento em Tabatinga.....	76
29	Box-plot da relação tamanho de grupo e comportamento em Pipa.....	77
30	Box-plot da relação tamanho de grupo e comportamento na Lagoa de Guaraíras.....	78
31	Box-plot da relação tamanho de grupo e comportamento em Baía Formosa.....	79
32	Box-plot da relação tamanho de grupo e comportamento em Todas as Áreas.....	80

INTRODUÇÃO

A Ecologia Comportamental preocupa-se com o processo de otimização da expressão comportamental em variados ambientes, desenvolvendo modelos matemáticos para tanto. Este tipo de estudo tem aplicações teóricas e práticas. Teoricamente, consiste na análise da adaptabilidade de padrões comportamentais. Num nível prático, auxiliam no acompanhamento de populações naturais que ocupam ambientes variantes devido à ação humana, oferecendo de subsídios para medidas de manejo e planejamento de áreas protegidas (Krebs & Davies, 1993, Alcock, 2001).

É reconhecido, porém, que diversos aspectos do comportamento individual (e conseqüente otimização do mesmo) são bastante dependentes da presença de outros indivíduos da mesma espécie. Isto é evidente mesmo em espécies que não formam grupos sociais permanentes, mas principalmente nas espécies sociais. Estas podem ser chamadas de estratégias ou táticas comportamentais dependentes de densidade (Giraldeu & Caraco, 2000). Distribuição livre ideal e distribuição despótica são dois exemplos de modelos que tentam explicar as escolhas de locais de forrageio pelos indivíduos a depender da presença de co-específicos na área (Krebs & Davies, 1993)

A presença de co-específicos afeta não apenas as estratégias (geneticamente fixas), mas também as táticas comportamentais. Existem diversos exemplos de peixes e aves que mudam o comportamento de aquisição e defesa de parceiros a depender da razão sexual operacional de cada área (Alcock, 2001). O padrão de história de vida dos indivíduos também é afetado. Por exemplo, abelhas (*Apis mellifera*) tendem a passar mais tempo no estágio juvenil se têm altos índices de encontros com indivíduos mais velhos dentro da colônia. Da mesma forma, salamandras produzem larvas canibais em situação de alta densidade, e larvas herbívoras em situação de baixa densidade (Alcock, 2001). Populações expostas a diferentes pressões competitivas em diferentes ocasiões ou períodos freqüentemente atingem maturidade sexual em diferentes idades. Baleias – fin (*Balaenoptera physalus*) da Islândia atingiam a maturidade sexual aos 10-12 anos nos anos 50, diminuindo para 7-8 nos anos 80 e aumentando para 10 nos anos 90, possivelmente como resposta a fatores de densidade (Sigurjónsson, 1995).

Inter-relações Estrutura Populacional e Padrão Comportamental

A estrutura populacional de populações biológicas pode ser definida como o padrão espacial e a densidade de indivíduos de uma mesma espécie numa dada área (Ricklefs, 2003). Entre os componentes da estrutura populacional incluem-se também a variação genotípica, hierarquia espacial, parâmetros de história de vida e variações temporais nestes padrões (Hewitt & Butlin, 1997).

Para descrevermos a estrutura populacional, estes componentes devem ser compreendidos. Por exemplo, indivíduos e seus genótipos existem em famílias, que estão representadas em uma área onde existe a troca de genes. Estes locais podem ser considerados manchas de habitat favoráveis à espécie. Estas manchas são encontradas em áreas geográficas particulares, podendo existir grande movimento migratório ou não existir nenhuma migração entre elas. A distribuição atual de uma espécie no seu hábitat pode, pois, ocasionar diferenças genéticas entre as sub-populações que dependem da continuidade em que manchas do hábitat favorável se distribuem, além da habilidade de dispersão dos indivíduos da população (Hewitt & Butlin, 1997). Estes processos podem originar raças e subespécies (Mayr, 1970), ou padrões comportamentais locais (e.g.: *displays* de acasalamento) que podem levar ao isolamento genético entre populações.

Quando há uma tendência a pouca movimentação entre diferentes habitats (baixa dispersão passiva ou escolha ativa do habitat) ocorre maior restrição do fluxo gênico e favorecimento à adaptação local (Kawecki & Ebert, 2004). Num *feedback* positivo, a adaptação local pode aumentar os custos da dispersão, podendo colocar o animal em maior risco de predação e/ou dificuldade em encontrar outras áreas favoráveis. Desta maneira, uma população estabelecida em um local por maior tempo terá menores tendências a dispersão. Portanto, características comportamentais, tais como a tendência de um animal se movimentar entre áreas de seu hábitat, estão correlacionadas à estrutura populacional (Hewitt & Butlin, 1997).

Seguindo o caminho oposto, aspectos comportamentais são importantes para entender-se biologia populacional. A organização social, por exemplo, tem efeitos no tamanho populacional. A população está organizada em grupos, que por sua vez são compostos por indivíduos, e estes apresentam comportamentos que terão efeitos diretos na estrutura

populacional. Assim diferenças individuais em atividades determinantes para sobrevivências e reprodução, tais como eficiência no forrageio, e aspectos sociais, tais como as relações de dominância e cooperação entre alianças, terão efeitos na relação entre o tamanho do hábitat e tamanho populacional (Goss-Custard & Sutherland, 1997).

Comportamento e Conservação das Espécies

A variação temporal é um importante fator que pode alterar a estrutura populacional de acordo com flutuações ambientais e eventos geológicos. A história geográfica de distribuição, dispersão e colonização de populações é, portanto, essencial para entender adaptações e diferenças comportamentais (Hewitt & Butlin, 1997).

No entanto, a exploração de recursos e degradação de hábitat causada pelos humanos colocou em risco diversas populações naturais, o que levanta questões conservacionistas relacionadas à manutenção e abundância destas populações. A dependência de densidade pode ter um efeito regulador na população. Quando ocorre uma movimentação de indivíduos que se deslocaram de um hábitat degradado para áreas onde se encontram outros indivíduos, o aumento da densidade pode resultar em maior competição entre os indivíduos e aumento da mortalidade e, conseqüentemente, numa redução no tamanho da população. Isto pode ser previsto apenas se o grau de dependência da densidade de uma determinada população possa ser determinado dentro de cada área. Para isto é necessário detectar mudanças em parâmetros como a taxa de nascimento e mortalidade nas áreas de ocorrência da espécie (Goss-Custard & Sutherland, 1997). Um exemplo das conseqüências da exploração desenfreada pode ser visto nas muitas espécies de mamíferos marinhos. Sabe-se que mudanças nas taxas de nascimento, taxa de crescimento dos indivíduos e idade de maturidade sexual estão correlacionadas com a história e padrões de exploração das espécies (Lockyer, 1984). Para as cachalotes (*Physeter macrocephalus*) da África-do-Sul (Best et. al., 1984) e o golfinho-rotador (*Stenella longirostris*) do Pacífico Leste (Perrin & Henderson, 1984) a diminuição drástica de indivíduos destas populações tornou disponível maior quantidade de recursos para a população remanescente, causando diminuição no intervalo reprodutivo e a idade de maturidade sexual.

Torna-se claro, desta forma, a importância do conhecimento da área utilizada e do número de indivíduos que compõe uma determinada população para a interpretação do padrão

comportamental observado nas diferentes populações de uma espécie. Assim como da importância destas informações enquanto parte integral de qualquer plano de manejo e conservação de uma espécie.

Ordem Cetacea

A ordem Cetacea representa um dos grupos de mamíferos mais bem adaptados à vida aquática e surgiu no início do Eoceno há 50 milhões de anos atrás (Berta et. al., 2006). Os cetáceos estão divididos em duas subordens: os Mysticetes e os Odontocetes, que divergiram de um ancestral comum entre 35 e 25 milhões de anos atrás (Berta et. al., 2006). Os mysticetes são as grandes baleias, que não apresentam dentes, mas barbatanas, e filtram o alimento. O crânio é simétrico e apresentam um par de orifícios respiratórios. Esta sub-ordem tem 4 famílias. Os odontocetos são as baleias dentadas, apresentam homodontia com número de pares de dentes variáveis a depender da espécie. Apresentam apenas uma abertura nasal e assimetria do crânio. Esta sub-ordem está dividida em 10 famílias, sendo 4 delas adaptadas à vida em rios: Platanistidae, Pontoporiidae; Iniidae; Lipotidae e as outras 6 adaptadas a vida marinha: Ziphiidae, Physteridae, Kogiidae, Delphinidae, Phocoenidae e Monodontidae. (Berta et. al., 2006). A família Delphinidae é a que contém o maior número de espécies (32), indicativo de grande adaptabilidade e flexibilidade alimentar e comportamental.

Estudos Populacionais de Cetáceos

Os estudos populacionais aplicados em cetáceos são importantes tanto para o entendimento da ecologia de populações (i.e. para entendermos o que determina o tamanho populacional), como para acessar o status de conservação, já que muitas espécies de cetáceos estão ameaçadas. A definição de uma população nem sempre é clara. Geralmente, é muito difícil afirmar onde começa uma população e termina outra, especialmente para cetáceos que ocupam grandes extensões no oceano. No entanto, para efeitos de manejo e conservação não há necessidade de definir uma população no contexto de uma unidade biológica funcional (Hammond, 2001).

No caso de cetáceos a tarefa de estimar o tamanho populacional apresenta diversas dificuldades práticas, devido ao fato de serem animais que vivem no meio aquático e estão grande parte do tempo em baixo da água. No entanto, muitas técnicas desenvolvidas para animais terrestres têm sido adaptadas para o estudo de cetáceos. Podemos citar o uso de transectos e métodos de captura-recaptura. Os transectos são baseados em observações e

contagem de animais em rotas pré-estabelecidas. Esta técnica estima o número de animais que ocorreram na área amostrada pelos transectos percorridos. A modelo amostral de captura-recaptura baseia-se na amostragem de indivíduos marcados e recapturados dentro de um determinado período (Hammond, 1990). Utiliza-se da foto-identificação para “capturar” e “recapturar” os indivíduos da população. Para isso, são feitos registros fotográficos de marcas naturais que estes animais apresentam. Em cetáceos sua utilização iniciou-se na década de 70 (Würsig & Jefferson, 1990). A técnica vem sendo aplicada tanto para mysticetos, e.g. baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) (Katona et.al, 1979) e baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*) (Payne, 1972) como para odontocetos, e.g. Orca (*Orcinus orca*) (Bigg, 1982) e golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) (Defran et. al, 1990).

Além da estimativa populacional, aplicando-se o método de captura-recaptura, muitas outras informações podem ser obtidas através da foto-identificação, tais como: padrões de movimentação e migração (Wilson et. al., 1997), fidelidade de área (Shane, 1980), composição de grupos e padrões de associação (Quintana-Rizzo & Wells, 2001). Em estudos de longo prazo, parâmetros de história de vida podem ser investigados quando os animais são acompanhados por vários anos, tais como a idade de maturidade sexual, intervalo reprodutivo, duração do cuidado ao filhote e expectativa de vida (Wells & Scott, 1990).

Os estudos de abundância podem ter diferentes focos. Pode-se fazer uma estimativa de abundância de uma grande área no oceano, como no estudo de Barlow (1995), na Califórnia, feito a partir da isóbata de 18 m até 555 km ao largo da costa, cobrindo a área através de transectos lineares, com o objetivo de estimar a abundância das espécies de grandes e pequenos cetáceos observados ao longo do estudo. Em uma área de 814.900 km² coberta, as populações de pequenos cetáceos foram de 9.340 indivíduos para o Golfinho-liso-do-norte (*Lissodelphis borealis*) até 226.000 indivíduos para o golfinho-comum *Delphinus delphis*. As estimativas de grandes cetáceos foram de 626 indivíduos para *Megaptera novaeanglie* até 2.250 indivíduos para a baleia-azul (*Balenoptera musculus*). No Mar do Norte, Hammond et. al. (2002) combinaram a técnica de transectos lineares por navio, percorrendo 890.000 km², com transectos lineares aéreos que cobriram uma área de 150.000 km². Três espécies dominaram a amostra: Toninha-comum (*Phocena phocena*): 341.366 indivíduos, golfinho-do-bico-branco (*Lagenorhynchus albirostris*): 7.856 indivíduos e baleia-minke-boreal (*Balaenoptera acutorostrata*): 8.445 indivíduos. O estudo foi motivado como o primeiro passo para a elaboração de um plano de manejo e investigação do impacto das ameaças que as populações de cetáceos sofrem na área, principalmente *Phocoena phocoena*.

Os estudos de abundância podem ter como foco uma única espécie, como por exemplo, o estudo de *Megaptera novaeangliae* na costa leste da Austrália, em Hervey Bay. Através de dados de 10 anos de foto-identificação, aplicou-se o método de captura e recaptura para estimar a abundância sazonal, tendência populacional e taxa de sobrevivência ao longo dos anos. A estimativa da população local foi de 855 indivíduos com significativa variabilidade temporal e sobrevivência anual de 0.966 (Chaloupka et. al. 1999).

Estudos da abundância de pequenos cetáceos em ambientes costeiros já foram realizados para muitas espécies e populações. Na Escócia, por exemplo, encontra-se a população residente mais ao norte da espécie *Tursiops truncatus*, onde a população foi estimada através de captura-recaptura por Wilson et. al. (1999) em 129 indivíduos. Na Baía de Sarasota, Flórida, a população de *Tursiops truncatus* estimada foi de cerca de 100 indivíduos também através de métodos de captura-recaptura. A região abrange cerca de 100km² de águas rasas, baías, canais, banco de algas e águas costeiras do Golfo do México. Este tamanho populacional foi consistente ao longo de um período de pelo menos sete anos (Wells & Scott, 1990). Na costa sul da Califórnia, em San Diego, Defran & Weller (1999) amostraram uma área de 32 km de costa em ambientes mais abertos, investigando a ocorrência de *Tursiops truncatus*. Nesta região a população estimada variou de 234 - 285 durante os quatro anos do estudo e as evidências são de que a população apresenta alto grau de transiência na área.

Na costa da Nova Escócia, Canadá, uma população da baleia-bicuda *Hyperodon ampullatus*, que utiliza um cânion submarino, foi estimada através de captura-recaptura em 133 indivíduos, e foi concluído que os animais visitam freqüentemente a área, permanecendo em média por 20 dias e retornando algum tempo depois (Gowans et. al. 2000). Na Nova Zelândia, Gormley et. al. (2005) utilizaram a técnica de captura-recaptura para estimar a população de uma espécie de golfinho endêmica da região (*Cephalorhynchus hectori*) dentro no Santuário de Mamíferos Marinhos de Banks Peninsula. A população foi estimada em 1.100 indivíduos, semelhante a um estudo anterior utilizando transectos lineares, onde a população foi estimada em 900 indivíduos. A mesma espécie foi estudada em uma área de escala bem menor do que em Banks Peninsula (90 km), numa região mais ao sul chamada Porpoise Bay, em uma área de cerca de 4 km², e foi observado que os animais permanecem nesta baía grande parte do tempo. A população estimada foi de 48 indivíduos (Bejder & Dawson, 2001).

Na África do Sul, Karczmarski et. al. (1999) estudaram a ocorrência do golfinho-corcunda indo-pacífico (*Sousa chinensis*) na Baía de Algoa, dentro de uma área de

aproximadamente 55 km. Os animais habitam uma faixa estreita de águas costeiras. A população estimada no local, através de captura-recaptura, foi de 466 indivíduos com marcada sazonalidade na ocorrência dos animais, sendo mais freqüente no verão. A taxa de fidelidade foi no geral baixa e as evidências são de que a população amostrada faz parte de uma unidade populacional maior ao longo da costa da África do Sul.

Estudos do Uso do Hábitat em Cetáceos

Quanto ao uso do hábitat, as espécies de golfinhos que vivem em águas oceânicas geralmente formam grandes agregações, bem maiores que animais costeiros. Fatores que provavelmente moldam o tamanho de grupos nos diferentes hábitats é o maior risco de predação em águas oceânicas abertas, e a distribuição e densidade das presas (Norris & Dohl, 1980).

Muitos estudos apontam para o uso heterogêneo do habitat por parte dos cetáceos. Ingram & Rogan (2002), estudando *Tursiops truncatus*, amostrou uma área de 150 km² na costa da Irlanda, nas áreas externas do estuário Shanon, e identificou áreas críticas de ocorrência da espécie. Os animais nesta região preferem áreas de maior declínio de fundo e maiores profundidades dentro da área como um todo. As populações costeiras de golfinhos tendem a se agregar nos arredores de baías, lagunas e estuários como *Tursiops truncatus* no Golfo San José, Argentina (Würsig 1978), estuário do Sado em Portugal (Harzen, 1998) e Laguna, Brasil (Simões-Lopes & Fabian, 1999). De fato, como observado por Ballance (1992), os estuários são áreas de grandes concentrações de nutrientes que suportam grandes quantidades de zooplâncton e peixes. Em seu estudo no Golfo da Califórnia, México, Ballance (1992) observou maior taxa de avistagem de *Tursiops truncatus* nas áreas próximas da boca de estuários comparado as áreas distantes da boca de estuários.

Muitas populações costeiras de golfinhos são residentes. Um exemplo bem estudado são os golfinhos nariz de garrafa que habitam as águas de Sarasota Bay na Florida, EUA. A área de vida desta população foi calculada em 125 km² (Scott et. al. 1990). Também foi visto que existem diferenças individuais no padrão de uso da área, e que estes padrões estão relacionados ao sexo dos indivíduos. As fêmeas parecem preferir pequenas áreas ao longo dos 40 km da área de estudo, que são divididas com outras fêmeas. Já os machos são freqüentemente encontrados em ambos os limites da área de estudo, e até mesmo em águas adjacentes, podendo desaparecer da área de estudo por dias, até meses. Variações na área de vida também foram observadas para indivíduos do mesmo sexo (Wells et. al. 1990). As

evidências são de que os animais de Sarasota Bay apresentam filopatria, filhotes de ambos os sexos foram acompanhados por 23 anos e permaneceram na área de estudo. As taxas de imigração e emigração são bem baixas (2-3%) (Wells, 1991; Wells & Scott, 1990).

Shane (1980) estudou *Tursiops truncatus* na costa do Texas, dentro de uma área de 34 km² dentro de passagens naturais e verificou sazonalidade na presença de indivíduos foto-identificados. Diversos registros apontam para a variabilidade do padrão de movimentação de diferentes populações de *Tursiops truncatus*. Os golfinhos da costa leste dos E.U.A migram sazonalmente; já em Sarasota, Florida, são residentes e na costa da Califórnia foram vistos indivíduos que até então tinham áreas de vida bem definidas ao longo da costa e sem histórico de migração, mas foram capazes de movimentar-se 670 km ao norte, seguindo fenômenos oceanográficos de aumento da temperatura do mar (Wells et. al. 1990).

O comportamento e organização social de muitos mamíferos terrestres já foram bem descritos (Alcock, 2001), no entanto, dificuldades inerentes ao estudo de cetáceos fez com que as informações sobre este grupo não seguissem o mesmo ritmo. São animais geralmente difíceis de observar e acompanhar. Ainda, na maioria dos casos, apenas os comportamentos de superfície podem ser observados. No entanto, muitas técnicas foram desenvolvidas para estudar o comportamento, e atualmente para algumas espécies e populações, muitos aspectos da organização social foram reveladas (Mann et. al., 2000).

Isto se aplica principalmente para populações costeiras, de mais fácil acesso. Estudos de longo prazo com o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) em Shark Bay, Austrália, onde mais de 400 indivíduos foram foto-identificados, indicam que estes animais vivem em grandes sociedades (mais de 200 indivíduos) em dinâmica de fissão-fusão, formando pequenos grupos onde os membros mudam frequentemente. Sociedades semelhantes foram descritas para primatas como chipanzés e macacos-aranha (Smuts et. al., 1987). Uma particularidade destas sociedades de golfinhos é que parecem fazer parte de uma grande rede social que inclui centenas de indivíduos, sem que haja, aparentemente, comunidades bem definidas ou mesmo fronteiras entre estas. Apesar disso, foi visto que os animais apresentam preferência de associação. Os machos formam alianças que são estáveis por longos períodos, realizando todas as atividades juntos e disputando fêmeas com outras alianças. Destaca-se que as relações entre alianças são complexas e podem ser cooperativas e afiliativas, ou competitivas e agressivas, dependendo do contexto social (Connor et. al. 1992, 1996).

Os sistemas sociais variam entre as diferentes espécies de cetáceos. Entre os odontocetos, existem espécies que tendem a ser menos sociais, tais como phocenídeos e os botos de água doce; outros vivem em grupos matrilineares estáveis, tais como as orcas e cachalotes. Supõe-se que a maioria provavelmente vive em sociedades de fissão-fusão, como já citado para o golfinho-nariz-de-garrafa (Smolker, 2000).

O Boto-Cinza

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), é um cetáceo da família Delphinidea, que habita a costa atlântica da América do Sul e Central (Borobia, 1991). A espécie passou por uma recente revisão taxonômica (Monteiro-Filho et. al. 2002, Cunha et al. 2005, Caballero et. al. 2007), separando a espécie fluvial, conhecida como tucuxi (*Sotalia fluviatilis*), que habita as águas da bacia Amazônica e do Orinoco.

O boto-cinza é de tamanho relativamente pequeno, sendo o tamanho médio registrado de 1,70 m e tamanho máximo 2,20 m (Lodi & Capistrano, 1990; Silva & Best, 1996; Di Benedetto & Ramos, 2004, Flores & da Silva, 2009). Sua coloração é cinza-escuro no dorso e cinza-claro a rosada no ventre. Apresenta uma linha distinta que vai do rosto, na abertura da boca, passando pelo limite das nadadeiras peitorais. A nadadeira dorsal é triangular, o melão é pequeno e o rostro alongado e levemente fino (Flores & da Silva, 2009).



Figura 1: *Sotalia guianensis* na Praia da Pipa. (Foto: Alexandre Paro)

O limite sul de sua distribuição são as águas do sul do Brasil, em Florianópolis, Estado de Santa Catarina (27° 35' S 48° 34' W) (Simões-Lopes, 1988), ocorrendo até a região do Caribe, sendo os registros mais ao norte em Honduras (15° 58' N 85° 42' W) (Silva & Best, 1996). É um animal de hábito costeiro, freqüentemente associado a regiões estuarinas e baías, em águas rasas. Apresenta distribuição aparentemente contínua e parece não realizar grandes migrações (Flores, 1999; Santos et al., 2001, Rossi-Santos et. al., 2006).

A dieta é variada e inclui peixes, lulas e crustáceos da fauna comum em ambientes costeiros, podendo ocorrer diferenças entre localidades (Silva & Best, 1996, Di Benedito & Siciliano, 2007).

Estudos de parâmetros reprodutivos de animais encalhados na costa do Paraná, realizados por Rosas & Monteiro-Filho (2002), mostraram que a gestação dura cerca de 12 meses e o intervalo reprodutivo é de dois anos, não havendo sazonalidade no nascimento de filhotes. Os filhotes permanecem com a mãe por um longo período, e a idade em que atingem a maturidade sexual é provavelmente entre 5-8 anos. (Rosas & Monteiro-Filho, 2002; Ramos et. al., 2000)

O tamanho relativo dos testículos sugere que exista competição espermática e sistema de acasalamento promíscuo (Rosas & Monteiro-Filho 2002). Esta característica é comum para muitas outras espécies de cetáceos; no entanto, sugere-se que para muitas espécies de golfinhos o sistema de acasalamento seja uma mistura de promiscuidade e poliginia, onde os machos se movimentam e se associam com diferentes grupos de fêmeas. Neste caso, além da competição espermática pode haver interação agressiva na busca de parceiros (Berta et. al. 2006).

Ao longo de sua distribuição, muitos estudos vêm sendo realizados com o boto-cinza. Estudos sistemáticos iniciaram-se na década de 90. Estudos de foto-identificação foram realizados na Baía Norte, SC (Flores, 1999), Baía de Babitonda, SC (Hardt, 2005), Cananéia, SP (Santos, et. al., 2001), Baía de Sepetiba, RJ (Simão et. al. 2000), Baía de Guanabara, RJ (Azevedo et. al., 2004) e Caravelas, BA (Rossi-Santos et. al. 2006).

Em todas estas áreas estudadas foi visto que uma grande porcentagem dos indivíduos foto-identificados são reavistados, e alguns indivíduos mostraram alto grau de fidelidade à área. Na Baía de Guanabara indivíduos têm sido observados por 8 anos (Azevedo et. al., 2004). Em Pipa também já se verificou que alguns indivíduos vêm utilizando a área por um

longo período (Paro et. al., 2007). Assim, as evidências são de que as populações são residentes e provavelmente permanecem na mesma área por toda a vida, o que pode ser indicativo de adaptação local de padrões comportamentais.

O hábito costeiro desta espécie a torna vulnerável a diversas atividades humanas que ocorrem na zona costeira tais como: atividades portuárias, super-exploração dos recursos pesqueiros, captura acidental, urbanização de áreas costeiras, poluição, degradação de habitats e turismo descontrolado. Estas atividades podem ter efeitos deletérios nas populações. Na Baía de Guanabara, RJ, área altamente antropizada, uma população remanescente de boto-cinza está reduzida a pouco menos de 80 indivíduos (Pizzorno, 1999). Já a estimativa feita a partir de transectos por Geise (1991) na Baía de Guanabara, RJ, obteve resultados diferentes, a densidade foi entre 5,7 e 7,6 ind/km² e abundância de 398 a 417 indivíduos dependendo do período amostral.

Por outro lado, no complexo estuarino de Cananéia, SP, onde existem áreas protegidas, estima-se uma população entre 252 a 322 indivíduos (Acuña, 2002). Outro estudo em Cananéia, SP, realizado por Geise & Cerqueira (1999) usando transectos, estimou a densidade em 3,38 ind/km² e abundância de 704 indivíduos. Cremer et. al. (2006), na Baía de Babitonga, SC, estimaram a população entre 147 e 365 indivíduos. Com o uso do método de transectos, Filla (2004) calculou a densidade de *Sotalia guianenses* na baía de Paranaguá, Paraná em 11,56 ind/km² e abundância de 449 indivíduos. Mais ao sul, na baía de Guaratuba, a mesma autora constatou utilização da área pelo boto-cinza muito baixa, apontando ações antrópicas como causa. Na Baía de Sepetiba, RJ, através da técnica de transectos, a densidade estimada foi de 2,79 ind/km² e a população no local foi estimada em 1269 (739 – 2.196) indivíduos, a maior já encontrada até o momento (Fletcher et. al. 2008a). Na reserva Caio Miskito, Nicarágua, o estudo de abundância feito por Edwards & Schnell (2001) amostrou diversos setores dos canais, lagoas e áreas costeiras da reserva através de transectos em linha, chegando a uma estimativa de densidade para todos os setores onde *Sotalia* foi visto de 0,604 ind/km² e uma abundância estimada em 49 indivíduos.

Os poucos estudos de abundância se concentram nas regiões Sul e Sudeste do Brasil, e pouca informação existe para outras regiões. A importância de estudos de parâmetros populacionais para o sucesso de programas de conservação reforça a necessidade desses estudos para diferentes populações ao longo da distribuição da espécie. A escassez de estudos levou a espécie a ser considerada no status “dados insuficientes” no livro vermelho de

espécies ameaçadas de extinção da *International Union for Conservation of Nature* (IUCN, 2010). O Plano de Ação para Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001) classifica a espécie em status de conservação “insuficientemente conhecido” e coloca como prioritárias as investigações de abundância populacional.

Estudos do comportamento e uso do hábitat também já foram desenvolvidos em diversas localidades, onde foi verificado que os animais usam o hábitat de maneira heterogênea, apresentando preferência por áreas restritas. Na Baía Norte, SC, os padrões do uso espacial heterogêneo foram bem investigados. Os animais preferem áreas bem definidas na porção oeste desta baía, no entanto, verificou-se uma maior área de vida nas estações frias. Esta variação temporal no uso da área pode estar correlacionada com flutuações na abundância de recursos (Daura-Jorge et. al, 2004; Daura-Jorge et al., 2005; Wedekin et.al., 2007). Em um estudo comparativo Daura-Jorge et. al. (2007) verificaram que, diferentemente da população da Baía Norte, a população de Caravelas, BA, não apresenta esta sazonalidade no padrão de movimentação e atribuíram isto a diferenças em aspectos ecológicos das duas áreas. Flores & Bazzalo (2004) também observaram diferenças na movimentação dos indivíduos da população de *Sotalia* na Baía Norte, SC, no inverno. Os movimentos diurnos variaram entre 0,16 e 29 km e a área de vida foi estimada entre 13 e 15 km², dependendo do método.

Na Baía de Guanabara, Geise (1991) concluiu que os animais preferem águas mais profundas e que existe movimentação dos animais para fora e dentro da baía. Também na Baía de Guanabara, Azevedo et. al. (2007) observaram preferências por profundidades maiores dentro da baía (entre 5-15m), apesar de ocorrerem avistagens em áreas mais rasas. A atividade dominante na baía é o forrageio (57,9% dos comportamentos) e os movimentos diários variaram de 3,3 a 27 km, sendo observada consistência de grupos movimentando-se no eixo norte-sul da baía e grupos na porção nordeste cobrindo áreas menores. Similarmente, na Baía de Sepetiba, Simão & Poletto (2002) identificaram áreas preferências de pesca do boto-cinza, constatando a maior utilização de áreas mais profundas dentro da baía. As áreas utilizadas também apresentaram parâmetros mais semelhantes às águas oceânicas adjacentes. No entanto, ocorreram variações sazonais que podem estar relacionadas à distribuição de presas. O estudo de Flatch et. al. (2008b), na Baía de Sepetiba, RJ, também indicou maior número de avistagens na entrada da baía em áreas mais profundas. A atividade dominante foi o forrageio, não havendo diferenças entre as estações. Contrariamente, na Baía de Paraty, Lodi (2002) verificou que houve preferência dos animais em ocupar o entorno das ilhas e lajes

da região em águas rasas e próximas da costa. Alguns setores foram mais intensamente usados que outros, possivelmente associados à concentração de presa. Em Cananéia, apesar dos animais serem vistos por toda a região, também existe preferência por uma baía de águas rasas (Geise & Cerqueira, 1999). Filla & Monteiro-Filho (2009) em estudo na Baía de Paranaguá, PR, observaram preferência por águas mais semelhantes às águas oceânicas adjacentes nas porções mais externas da baía e variação nas frequências de avistagem dos animais, sendo maior durante a manhã e nas estações chuvosas. Cremer et.al. (2004) em estudos na Baía de Babitonga, SC, também observaram áreas preferenciais para os animais. Contudo, em um período de cinco anos foi verificado uma mudança na área de concentração. Atividades portuárias e mudanças na distribuição de presas foram sugeridas como as causas. Na Nicarágua os animais são avistados em uma área costeira com lagoas, canais e manguezais. As áreas preferenciais são bem rasas (< 5m) e o comportamento predominante nestes locais é o forrageio (Edwards & Schnell, 2001).

Na maioria das populações, o boto-cinza forma grupos pequenos, sendo a maioria das avistagens de grupos compostos entre 1 e 15 animais (Geise,1991; Oliveira et al. 1995; Geise & Cerqueira, 1999; Di Benedetto et al. 2001; Araújo et. al., 2001; Edwards & Schnell, 2001; Azevedo et. al. 2005; Filla & Monteiro-Filho, 2009). No entanto, grandes agregações de até 450 indivíduos foram registradas na Baía da Ilha Grande, RJ (Lodi & Hetzel, 1998), como também na Baía de Sepetiba, RJ (Dias et. al. 2009). Em ambos os casos estas agregações estavam envolvidas em comportamento de forrageio. O tamanho médio dos grupos observado por Flach. et. al. (2008b) na Baía de Sepetiba, RJ, foi de 30 indivíduos, na Baía de Paraty na região da Baía de Ilha Grande, RJ o tamanho de grupo encontrado por Lodi (2003) foi de 32 indivíduos.

Na Baía Norte, SC, a população parece ser constituída por uma única agregação de cerca de 60-80 indivíduos, sendo que o tamanho médio dos grupos é $29 \pm 9,8$ indivíduos (Daura-Jorge et. al., 2005), sendo os maiores no forrageio. A presença de golfinhos nariz-de-garrafa na Baía Norte, SC (Wedekin et. al. 2004), pode ser um fator que influencia o tamanho de grupo. De fato, o tamanho de grupo é uma característica importante no grupo social, e pode ser influenciada pelas vantagens e desvantagens de se viver em grupo de acordo com as condições ecológicas do hábitat (Krebs & Davies, 1993).

O conhecimento sobre a organização social do boto-cinza é bem limitado. Estas investigações são difíceis de serem feitas para a espécie. O fato de não ser possível determinar

o sexo dos animais no campo (não existe dimorfismo sexual), além do fato de serem animais relativamente pequenos, que não tendem a se aproximar de barcos, dificulta as investigações de estrutura social. Santos & Rosso (2008a) utilizando índices de associação calculados através de dados de foto-identificação para os animais em Cananéia, SP encontrou que apenas 3 entre 32 matrizes de associação analisadas diferiram significativamente da hipótese de associações randômicas. Os autores sugerem que associações estáveis não é uma característica da espécie.

O boto-cinza no litoral sul do Rio Grande do Norte

No Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil, o boto-cinza pode ser comumente observado, principalmente na porção sul do estado. Verifica-se a presença freqüente dos animais ao longo de todo ano em algumas praias da região (Link, 2000; Sartório, 2005, Queiroz, 2006).

Muitos estudos da ocorrência e comportamento foram desenvolvidos, principalmente, através da observação em mirantes na Praia da Pipa. Araújo et. al. (2001) constatou uma alta taxa de ocorrência dos animais na Enseada do Curral em Pipa. A atividade predominante nesta enseada foi o forrageio, e o tamanho médio do grupo de 2,7 e grupos de no máximo 8 indivíduos. O maior número de indivíduos foi constatado na parte da manhã e na maré seca. Já Guilherme-Silveira & Silva (2007), na mesma enseada, observaram grupos de 3 - 12 indivíduos com média de 6 indivíduos. A média do número de indivíduos não variou entre as estações secas e chuvosas e também não houve diferenças na freqüência de comportamento entre essas estações. Guilherme-Silveira & Silva (2009) também não observaram variações na média do número de indivíduos entre as diferentes marés ou período do dia, mas o comportamento de forrageio e socialização foi menos freqüente na maré cheia. Nascimento (2006) também observou grupos pequenos na Enseada do Curral com média de 4 indivíduos e o forrageio mais freqüente na parte da manhã e na maré seca.

Gondim (2006) estudou o comportamento de filhotes na enseada do Curral. O tamanho de grupo mais freqüente para grupos com filhote foi de 9 animais, a média 6,9 e o tamanho máximo de 16 indivíduos. Não houve sazonalidade na presença de filhotes.

Em Pipa, Tosi (2007) estudou duas enseadas na praia da Pipa e verificou que os mesmo padrões comportamentais são observados nas duas áreas. Grupos com até 5 indivíduos

eram mais freqüentes na área. O forrageio foi mais freqüente no período após as chuvas, mas não houve flutuação no número de indivíduos.

Em estudo em Pipa, Sartório (2005) coletou dados a partir de bote motorizado nas enseadas do Curral e do Madeiro e no Complexo Lagunar Guaraíras. Foi observado que, quando comparado com as enseadas, na Lagoa de Guaraíras os animais estão mais engajados em forrageio e indivíduos imaturos são infreqüentes. A média do tamanho dos grupos reportada na Lagoa de Guaraíras é 3,3.

Queiroz (2006) estudou *Sotalia* na porção mais ao sul do estado em Baía Formosa, onde os grupos de *Sotalia* foram freqüentes. Em estudo de orçamento de atividades verificou que na enseada de Baía Formosa o deslocamento foi mais freqüente. O tamanho de grupo máximo registrado foi de 15, a média de 4,4 e a moda 3. Os grupos em forrageio se concentraram próximos a linha de costa, onde os menores grupos foram encontrados. Não foi registrada a presença de filhotes.

Link (2000) investigou a ocorrência de *Sotalia* na Praia da Pipa e em Tabatinga, enseada localizada 20 km ao norte. Na comparação da freqüência de avistagem dos animais entre as áreas, verificou em Pipa uma maior ocorrência dos animais, assim como maior presença de filhotes e maior permanência nas enseadas por parte dos animais. A moda do tamanho de grupo registrado dentro das enseadas foi 2 em Tabatinga e 3 nas enseadas de Pipa. O tamanho máximo de grupo observado foi semelhante entre as duas áreas, entre 13 e 15 animais.

No mesmo trabalho Link (2000) também foto-identificou 18 indivíduos através de saídas oportunistas em barcos de turismo em Pipa durante nove meses. Foi verificada a presença de um indivíduo em todos os meses e 74% dos animais foto-identificados foram revistados uma vez ou mais. Ananias (2006) realizou estudo de foto-identificação, também através de saídas em barcos de turismo na Praia da Pipa. O número de indivíduos catalogados foi de 69 animais; dentre estes animais 50% foi visto uma única vez, apontando heterogeneidade de permanência na área por parte da população.

Apesar de diversos estudos terem sido realizados no litoral sul do Rio Grande do Norte, nenhum estudo foi conduzido de forma a avaliar aspectos populacionais das áreas utilizadas pelo boto-cinza.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Investigar aspectos populacionais e do uso do hábitat para o bota-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte.

Objetivos Específicos

- Estimar o tamanho da população.
- Investigar o grau de residência e movimentação dos indivíduos entre diferentes localidades.
- Verificar se há variação no padrão de agrupamento e comportamento dos animais a depender da área ocupada pelos mesmos (dentro e fora das enseadas).

MATERIAL & MÉTODOS

Área de Estudo

A área de estudo corresponde às quatro áreas previamente identificadas como áreas utilizadas com frequência pelo boto-cinza através de estudos anteriores (Link, 2000; Sartório, 2005, Queiroz, 2006). São elas: Barra da Tabatinga ($6^{\circ} 03' 31.21''$ S; $35^{\circ} 05' 50.81''$ W) no município de Nísia Floresta, Lagoa de Guaraíras ($6^{\circ} 11' 06.2''$ S; $35^{\circ} 05' 38.7''$ W) e Pipa ($06^{\circ} 13' 54.16''$ S; $35^{\circ} 03' 28.25''$ W) no município de Tibau do Sul, e Baía Formosa ($6^{\circ} 22' 00''$ S; $35^{\circ} 00' 00''$ W) no município de mesmo nome (Figura 2). Tabatinga, Pipa e Baía Formosa são locais que apresentam características semelhantes: são praias arenosas e a porção sul oferece proteção de falésias, formações geológicas de rocha sedimentar que podem chegar a 40m de altura. Estas formações sedimentares são paredões constituídos por argila, arenito e limonite - típicos da costa do Nordeste do Brasil, pertencente ao Grupo Barreiras. Podem ou não apresentar vegetação no topo, e são importantes para evitar os processos erosivos nas áreas costeiras.

Em Tabatinga, nas duas enseadas de Pipa (Praia do Madeiro e do Curral) e em Baía Formosa as falésias estão em uma conformação que deixam as praias protegidas dos fortes ventos de sudeste, predominantes na região. Estas áreas são abrigadas, formando baías de águas rasas, de fundo arenoso com algumas formações rochosas, e declive suave. Em Pipa as duas enseadas freqüentadas pelos golfinhos fazem parte da Reserva de Fauna de Tibau do Sul, criada em 2006, com o objetivo de proteger a fauna local, incluindo a população do boto-cinza (Decreto Municipal nº 14, 17.03.2006).

Já a Lagoa de Guaraíras, localizada aproximadamente a 5 km ao norte de Pipa, é um ecossistema lagunar. A laguna apresenta uma ampla conexão com o mar, e se estende por 7 km em seu comprimento e largura variando entre 1,5 e 2,0 km. A salinidade e outros parâmetros como a transparência da água e as correntes variam de acordo com a maré. Suas margens possuem mangues e falésias. A Lagoa de Guaraíras apresenta águas bastante rasas e este ambiente vem passando por constante processo de erosão das margens e assoreamento. A navegação com embarcações maiores nas áreas mais interiores da Lagoa é dificultada pela baixa profundidade.

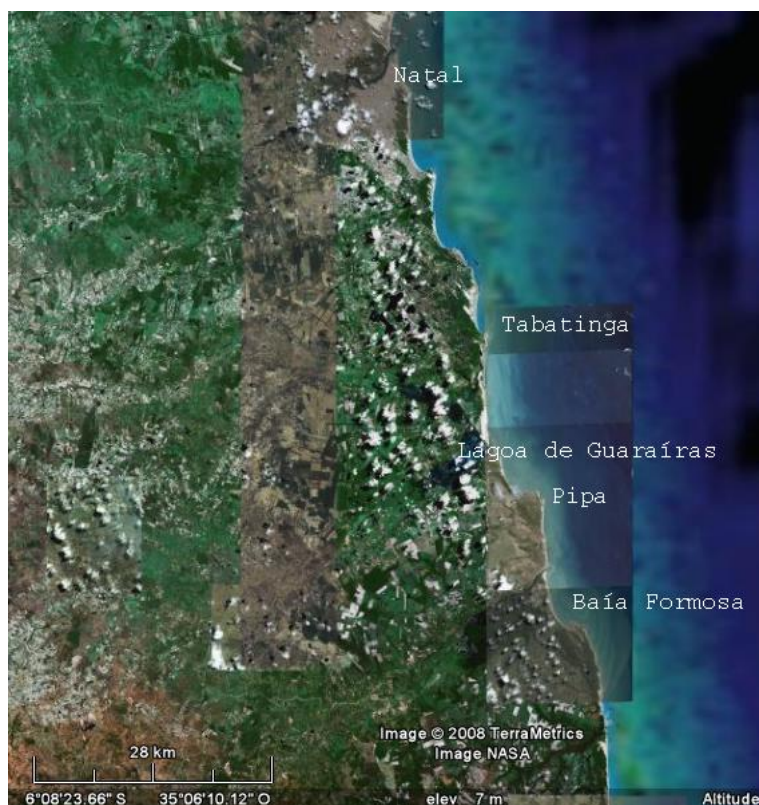


Figura 2: Áreas de Estudo

Quanto às atividades humanas observadas nos diferentes locais, Tabatinga possui uma pequena colônia de poucos pescadores, sendo praticada a pesca costeira. Baía Formosa apresenta uma grande colônia de pescadores com mais de 50 barcos e a pesca mais voltada para o mar aberto. Na Lagoa de Guaraíras ocorre a pesca de subsistência com linha e anzol ou tarrafas em pequenas canoas. Também existem atividades de carnicultura e, nas margens das áreas mais interiores da lagoa, o cultivo de cana-de-açúcar. Em Pipa a atividade de pesca é reduzida, apesar de ainda existir uma pequena colônia voltada para a pesca oceânica. A atividade predominante em Pipa é o turismo, sendo o tráfego de embarcações de passeio intenso, pois os golfinhos são um grande atrativo turístico na região.

Entre Tabatinga e Baía Formosa a extensão de litoral é de aproximadamente 40 km. As áreas amostradas neste estudo são as baías e águas adjacentes no caso de Tabatinga, Pipa e Baía Formosa. Na Lagoa de Guaraíras a amostragem foi realizada tanto na boca da barra como cerca de 1 km adentro da Lagoa, nas partes mais profundas.

Trabalho de campo

Cruzeiros periódicos para as quatro áreas foram realizados com o intuito de fotointificar o maior número possível de animais encontrados. Para tanto foi utilizado um barco de madeira de 10m com motor de centro de 3 cilindros e 50 HP de potência. Cada dia de coleta corresponde a uma área diferente sempre amostrada entre as 8:00 as 15:00 h, garantindo um esforço igual para todos os dias de coleta. A tripulação consiste no marinheiro e pelo menos dois pesquisadores. As coletas foram feitas em dias subseqüentes ou em intervalos de até 10 dias, alternando-se as áreas a serem visitadas, até completar uma coleta para cada uma das quatro áreas.

Dentro de cada área um circuito previamente estabelecido foi feito com o objetivo de encontrar os golfinhos presentes. O total da área coberta para cada local foi definido em saídas de campo piloto para estabelecer qual seriam os limites, baseando-se nas avistagens feitas nestas saídas assim como informações de pescadores locais sobre a ocorrência dos botos em cada região. O total da área coberta para cada localidade foi: Tabatinga = 3,3 km², Lagoa de Guaraíras = 3,0 km², Pipa = 6,0 km² e Baía Formosa = 10 km². A mesma embarcação e condutor foram mantidos ao longo de todo o estudo.

O protocolo de pesquisa ao encontrarmos um grupo de animais consiste na aproximação com o barco para o registro fotográfico de todos os indivíduos avistados. O equipamento utilizado consiste em uma máquina fotográfica digital SLR Nikon D80 com lente zoom autofocus Nikkor AF 70 – 300 mm e abertura f4-5.6. As fotos foram tiradas sempre pelo mesmo pesquisador, com velocidade do obturador entre 1/500 – 1/1000 s a depender das condições de luminosidade.

O segundo pesquisador foi responsável pelo preenchimento da ficha de campo, onde foram coletados dados sobre data, local e horário do encontro. Durante o encontro, a cada cinco minutos, também foram coletados dados sobre a posição geográfica (GPS Garmin E-trex), número total de animais presentes, o número de sub-grupos, faixa etária dos animais, e o estado comportamental do grupo, além de qualquer outra observação que se julgue necessária. Segundo Queiroz e Ferreira (2008) este intervalo é suficiente para garantir a independência das amostras.

A faixa etária dos animais foi registrada da seguinte maneira:

Adultos: Indivíduos de comprimento total entre 1,70 e 2,0 m.

Juvenis: Indivíduos de tamanho entre metade e $\frac{3}{4}$ dos adultos

Filhote: Indivíduos de tamanho igual ou inferior a metade do animal adulto. Geralmente permanece acompanhado de animais adultos.

O termo Imaturo quando utilizado refere-se a uma categoria que une filhotes e juvenis.

Quatro estados comportamentais observáveis do boto-cinza são considerados, segundo Tosi e Ferreira (2009), sendo registrados pelo método grupo focal (Altmann, 1974):

Forrageio: Qualquer atividade que envolva procura, perseguição, captura, manipulação e/ou ingestão de alimento. Geralmente durante esta atividade a movimentação do grupo não tem direção definida e a natação é periodicamente interrompida por eventos de perseguição e bote à presa.

Deslocamento: Quando o grupo sai de um local, geralmente com movimentos constantes e de direção definida, se dirigindo de um ponto a outro, onde uma nova atividade é iniciada.

Descanso: Os animais ficam com movimentos lentos, geralmente emergindo no mesmo local, sem se movimentarem muito.

Socialização: Caracteriza-se por uma natação na superfície, com constante contato físico entre dois ou mais indivíduos (adultos e/ou imaturos), que pode incluir fricções, perseguições e elevação de partes do corpo. A natação na superfície é rápida e a atividade aérea é freqüente, como saltos, batidas de nadadeira e *spy-hoping*.

Comportamentos mistos: Quando dois ou mais estados comportamentais foram observados, tal como descritos acima.

Comportamentos que não puderam ser seguramente identificados foram considerados como comportamentos não - identificados.

Quanto à estrutura de grupos, diferentes autores podem conceituar um grupo de botos ou golfinhos de diferentes maneiras (ver Shane, 1980; Wells, 1991 e Connor et. al, 1992). Neste estudo um sub-grupo é considerado os animais que estejam associados (proximidade física) dentro de um raio de 5 metros, nadando na mesma direção e geralmente realizando as mesmas atividades. Esta definição permite uma grande fluidez na composição dos sub-grupos de acordo com a proximidade de diferentes indivíduos. O grupo foi considerado todos os indivíduos que estavam no campo de visão do pesquisador, não necessariamente nadando na mesma direção ou realizando as mesmas as atividades.

A duração de cada encontro é variável, dependendo da facilidade com que os animais são foto-identificados. Entretanto, cada encontro teve duração máxima de uma hora, contada a partir da primeira avistagem dos animais, mesmo que todos os animais não tenham sido identificados. Isto é feito para evitar um molestamento prolongado dos animais, além de possibilitar dar continuidade ao circuito em busca de novos animais. Quando foram avistados diferentes sub-grupos dentro do mesmo encontro, a aproximação foi feita para cada um deles, buscando a captura fotográfica dos diferentes sub-grupos. As anotações na ficha de campo são dos animais que estão dentro do campo de visão dos pesquisadores. Se um determinado sub-grupo presente na área se afastar, fugindo do campo de visão dos pesquisadores, estes não são mais considerados dentro da contagem, mesmo que possivelmente ainda permaneçam na área. No período de 30 minutos passados desde o início do encontro, é feita uma avaliação se os animais foram devidamente foto-identificados. Se este objetivo não foi atingido, continua-se o encontro até no máximo uma hora de duração.

Quando os botos foram perdidos de vista durante o encontro, procuraram-se os animais por até 15 minutos, após este intervalo qualquer outro grupo de animais encontrado

foi considerado um novo encontro. Ao encerramento de um encontro continua-se o circuito pré-estabelecido.

Além dos registros dos encontros, também foi feito um monitoramento das condições ambientais durante o período de coleta de dados. A cada intervalo de uma hora são registrados o horário, posição geográfica (Garmin E-trex), direção do vento, intensidade do vento, estado do mar (escala Beaufort), cobertura do céu, estado de maré, pluviosidade e a presença de barcos, redes de pesca ou banhistas na área.

Análise e Classificação das fotos

Após o trabalho de campo, as fotos foram transferidas para um computador e inseridas em diferentes pastas de acordo com a data e local da coleta. Durante a análise as fotos ruins foram apagadas. Estas são as fotos em que não foi possível fotografar o animal ou o animal foi fotografado, porém, devido à posição do mesmo, à distância na qual a foto foi tirada ou o foco não permitiram que os indivíduos fossem seguramente identificados. O restante das fotos foi separado em duas outras pastas:

Boas: fotos na qual a posição do animal e o foco permitem uma fácil identificação do animal, devido à nitidez com que as marcas na dorsal se apresentam.

Médias: fotos que, apesar de estar um pouco fora de foco ou a posição do animal não estar totalmente na posição perpendicular, ainda permitem uma identificação segura do animal.

As fotos foram nomeadas de acordo com o local, data e o número de encontro. Os horários das fotos ficam registrados no próprio arquivo JPEG. Para facilitar a separação dos encontros duas fotos de intervalo (fotos que não são de água nem golfinhos) são tiradas entre cada encontro. A análise das fotos consiste em verificar se as imagens possibilitam identificar marcas - como cortes e entalhes na nadadeira dorsal - que permitam distinguir os animais individualmente. Estas marcas se concentram na margem posterior da nadadeira dorsal (borda de fuga). Desta maneira foi montando um catálogo com todos os animais identificados sendo que para cada animal é dado um código de identificação incluído no título da foto. As fotos a serem analisadas são comparadas com o catálogo. Quando se trata de um novo animal é dado um novo código e o indivíduo inserido no catálogo mestre. As fotos que apresentarem mais de um indivíduo identificado são nomeadas de maneira a incluir os códigos de todos os indivíduos presentes.

Os códigos dos animais foram atribuídos de acordo com uma letra que se refere à posição das marcas na nadadeira dorsal, e um número em ordem cronológica de descoberta dos animais. Isto permite maior agilidade na comparação do catálogo com os dados.

As letras no código foram nomeadas da seguinte maneira:

A – marca no topo **C** – marca na base **E** – topo/base **G** – topo/meio/base
B – marca no meio **D** – topo/meio **F** – meio/base

Outros códigos utilizados são:

SM – sem marca **PM** – pouco marcado **EP** – em espera

Aos animais que não possuíam marcas naturais foi dado o código SM, e os animais com pequenas marcas, muitas vezes bem sutis, foram nomeados com PM (pouco marcado). Os animais PM foram tratados como animais que não permitem uma identificação segura mesmo quando o animal é fotografado. Uma vez que tanto fotos de qualidade boa e média estão sendo utilizadas, é importante que apenas animais bem marcados sejam incluídos na análise e sejam facilmente reconhecidos quando fotografados. Estas definições foram utilizadas tanto para animais adultos como para os imaturos. Finalmente, fotos nomeadas com EP (em espera) são aquelas nas quais se percebe que é um animal bem marcado, porém sua identificação não é segura. Estas fotos ficam no aguardo da possibilidade de uma foto de melhor qualidade surgir para que o animal possa ser identificado e relacionado à foto EP.

1. Estimativa populacional

Diversos métodos vêm sendo desenvolvidos para estimativa de parâmetros populacionais através da captura-recaptura, existindo uma vasta literatura sobre o assunto (ver Begon, 1979; Seber, 1982 e Krebs, 1989 para uma apreciação dos métodos). Os modelos podem considerar populações fechadas (tamanho de população constante) e abertas, onde ocorrem nascimentos, mortes e/ou migração (isto é, a população não se mantém constante ao longo do estudo). O método de captura-recaptura apresenta diversas premissas que serão discutidas posteriormente, pois a precisão de uma estimativa depende do seguimento destas premissas. Hammond (1986) revisou a técnica para o estudo de cetáceos, discutindo as

implicações de se usar marcas naturais para “marcar” os indivíduos, os modelos populacionais básicos e as características individuais entre os animais; bem como seus efeitos na estimativa populacional.

O método de estimativa populacional utilizado foi a captura e recaptura (CR). No presente estudo os animais não necessitam ser marcados nem capturados fisicamente, pois foram utilizadas marcas naturais que os animais apresentam na nadadeira dorsal. Estas marcas são adquiridas ao longo da vida dos animais, podendo ter origem nas próprias interações sociais entre os indivíduos ou interações com o ambiente, como predadores, barcos ou redes de pesca. Entalhes e cicatrizes profundas são as marcas que tendem a ser permanentes e, portanto, melhor utilizadas para foto-identificar os animais. Já cicatrizes superficiais e arranhões não tendem a durar muito tempo, podendo ser usado apenas como marcas auxiliares ou acompanhamento a curto prazo. Um animal bem marcado apresenta um conjunto de marcas, formando uma matriz de marcas que caracteriza o indivíduo (Würsig & Jefferson, 1990).

Em estudos de captura e recaptura é importante que se use apenas marcas de longa duração, ou permanentes, e de fácil reconhecimento individual. Caso contrário, as estimativas serão distorcidas devido à possibilidade de confusão na identificação dos indivíduos ao longo do período de estudo (Hammond, 1986).

Através da técnica de foto-identificação cada novo animal identificado é considerado como uma captura e as subseqüentes reavistagens de animais previamente identificados são consideradas como recapturas. Através dos dados coletados é montada uma tabela de históricos de “capturas” de todos os indivíduos identificados. Os termos “captura” e “avistagem” tem o mesmo sentido. As unidades amostrais são os diferentes dias de coleta. Para cada animal, as diferentes unidades amostrais são relacionadas quanto a sua presença (assinalando-se o número 1) ou ausência (assinalando-se o número 0) nas diferentes amostras.

O método clássico de estimativa populacional, na qual todos os outros modelos são baseados é o estimador de Lincoln - Petersen (Petersen, 1896 e Lincoln, 1930 apud Begon, 1979) para populações fechadas. O modelo baseia-se em apenas duas amostras, na qual se assume que a proporção de animais previamente marcados em uma primeira amostra, e subseqüentemente capturados em uma segunda amostra, será igual à proporção do total de animais marcados dentro da população:

$$\frac{m_2}{n_2} = \frac{n_1}{N} \quad \text{ou} \quad \hat{N} = \frac{n_1 n_2}{m_2}$$

n_1 = número de animais capturados e marcados na primeira amostra

n_2 = número total de capturados na segunda amostra

m_2 = número de indivíduos da segunda amostra que são marcados

N = tamanho da população

A fórmula modificada de Bayley (1951) para pequenas amostras:

$$N_1 = \frac{n_1(n_2+1)}{m_2+1}$$

Para populações abertas o estimador clássico é o de Jolly-Seber (Jolly, 1965 e Seber, 1965). O modelo baseia-se em subseqüentes amostras. Todos os animais na primeira captura são, por definição, “*não-marcados*”. Após a segunda ocasião amostral todos os indivíduos podem ser separados em duas frações: *animais marcados* e *animais não-marcados*. A pergunta central do modelo estocástico de Jolly-Seber, considerando cada ocasião amostral é: “Quando cada um dos indivíduos marcados foi capturado pela última vez?”. O sumário estatístico do modelo de Jolly-Seber está representado abaixo:

n_i = Número total de animais capturados na ocasião i

m_i = Número de animais previamente marcados capturados na ocasião i

z_i = Número de animais marcados antes da ocasião i , não capturados em i , mas capturados novamente após i

r_i = Números de animais marcados pela primeira vez na ocasião i e soltos em i

y_i = Números de animais capturados e marcados em i (r_i) e capturados novamente na ocasião subseqüente.

M_i é o número de marcas em risco na ocasião i (número total de animais marcados na população na ocasião i).

$M_i = m_i + (M_i - m_i)$, m_i é conhecido, assim M_i pode ser estimado se $(M_i - m_i)$ puder ser estimado: o número de animais marcados em risco na ocasião i que não foram capturados

em i . Portanto dos $(M_i - m_i)$ animais da ocasião i , z_i são capturados novamente. Após a ocasião i os animais r_i se juntam aos indivíduos $(M_i - m_i)$, sendo que y_i dos r_i indivíduos são capturados subseqüentemente. A seguinte relação pode ser estabelecida:

$$\frac{z_i}{M_i - m_i} = \frac{y_i}{r_i}$$

M_i pode ser estimado por:

$$\hat{M}_i = m_i + \frac{z_i r_i}{y_i}$$

A estimativa populacional é dada pelo método usual de Lincoln-Petersen :

$$\hat{N}_i = \frac{\hat{M}_i n_i}{m_i}$$

ou a fórmula modificada de Petersen

$$\hat{N}_i = \frac{\hat{M}_i (n_i + 1)}{(m_i + 1)}$$

A taxa de sobrevivência entre as ocasiões i e $i+1$ pode ser estimada da seguinte maneira:

$$\hat{\Phi}_i = \frac{\hat{M}_{i+1}}{\hat{M}_i - m_i + r_i}$$

E, finalmente, o número de adições na população entre as ocasiões i e $i+1$:

$$\hat{B}_i = \hat{N}_{i+1} - \hat{\Phi}_i \hat{N}_i$$

No presente estudo consideraremos nossa população como aberta. Isto significa que o modelo prevê a ocorrência de nascimentos, mortes, emigração e imigração. A justificativa do uso de modelos de populações abertas deve-se ao fato de, ao longo do estudo, ter sido observada movimentação de indivíduos entre as áreas estudadas, não sendo possível afirmar que se trata de uma população fechada.

Os métodos de captura e recaptura assumem uma série de premissas que devem ser analisadas e a possibilidade de violação analisada quanto a seu efeito nas estimativas:

- 1) Perda e reconhecimento das marcas – assume-se que os animais marcados não perdem suas marcas. No caso do uso de animais com marcas naturais, estas marcas devem ser permanentes e não mudarem durante o período do estudo. Além disso, as marcas devem ser únicas para cada indivíduo. Caso haja alteração nas marcas a tendência é uma superestimativa da população devido à ocorrência de falsos negativos. Se não for possível distinguir as marcas entre os indivíduos o resultado são falsos positivos que resultam em subestimação.
- 2) Respostas comportamentais – um animal marcado em uma ocasião não alterará a sua probabilidade de recaptura. Animais podem evitar a recaptura ou serem atraídos para recaptura depois da primeira captura. No caso de golfinhos, onde não é necessária manipulação física dos animais, a possibilidade de respostas comportamentais é menor.
- 3) Fechamento geográfico – a população a ser estudada deve ser definida e seus limites geográficos estabelecidos. Os limites geográficos da área deste estudo estão definidos, porém não há garantia de que a população não esteja utilizando áreas fora do limite estabelecido. Se este for o caso estaremos estimando o tamanho da população que utiliza a área definida.
- 4) Probabilidade de capturas – a probabilidade de captura deve ser a mesma, seja o animal marcado ou não-marcado. Métodos padrão de captura e recaptura assumem que todos os indivíduos apresentam a mesma probabilidade de serem capturados dentro de cada amostra. A maior parte das populações biológicas viola esta premissa. No caso de populações de golfinhos, isto pode ocorrer devido a diferenças inerentes dos indivíduos, como preferências por certas áreas, diferenças de atividades de superfície ou devido à possibilidade de alguns animais evitarem a aproximação do barco. Para minimizar o problema, os esforços de campo sempre serão de foto-identificar o maior número possível de animais, não dando preferência a qualquer sub-grupo ou indivíduo.
- 5) Probabilidade de sobrevivência – em populações abertas, assume-se que todos os indivíduos, sejam marcados ou não-marcados, apresentem a mesma probabilidade de sobrevivência entre cada par de ocasiões amostrais.

Programa MARK

O programa MARK, desenvolvido na Universidade de Colorado, é uma poderosa ferramenta para modelagem populacional e análise de dados de captura-recaptura. Diversos tipos de dados podem ser analisados e testes de *Godness of Fitness* podem ser feitos para acessar a adequação dos dados a estrutura de modelos populacionais propostos. Este programa calcula as estimativas dos parâmetros de interesse e seleção de modelos propostos pelo usuário através de testes de Estimativa de Máxima Verossimilhança (*Maximum Likelihood Estimative*) e utilização do paradigma de Critério de Informação de Aikake (AIC) para fazer uma escolha dos modelos de maior suporte estatístico. Basicamente o AIC é um balanço entre o maior valor da função logarítmica de máxima verossimilhança e uma penalização pelo número de parâmetros inseridos em cada modelo. Quanto menor o valor de AIC maior suporte o modelo terá.

A partir dos resultados podem-se fazer inferências sobre qual modelo explica melhor os dados dos históricos de capturas encontrados e, dentro do contexto da biologia da espécie, sugerir aspectos interessantes sobre a ecologia e comportamento.

O modelo utilizado dentro do programa MARK foi o de Jolly-Seber (JS). Os parâmetros a serem calculados são: a probabilidade de captura (p), sobrevivência (ϕ) e tamanho populacional (N). As probabilidades referem-se tanto para animais marcados como não-marcados. Existem diferentes formulações para modelos JS no programa MARK, neste estudo a formulação POPAN (Population Analysis) foi utilizada. Esta formulação foi desenvolvida por Schwarz & Arnason (1996), que adotaram uma parametrização ligeiramente diferente para a estimativa populacional: a postulação da existência de uma superpopulação consistindo de todos os animais que irão nascer na população (N), e o parâmetro b , que representa a probabilidade de um animal da hipotética superpopulação entrar na população entre duas subseqüentes ocasiões amostrais t_i e t_{i+1} . A representação abaixo mostra como é feita a parametrização no POPAN:

$$\begin{array}{cccccc} b_0 & b_1 & b_2 & b_3 & b_4 & N \\ & \phi_1 & \phi_2 & \phi_3 & \phi_4 & \\ & t_1 \rightarrow t_2 \rightarrow t_3 \rightarrow t_4 \rightarrow t_5 \dots & & & & \\ & \uparrow & \uparrow & \uparrow & \uparrow & \uparrow \\ p_1 & p_2 & p_3 & p_4 & p_5 & \end{array}$$

Onde t é a ocasião amostral, p a probabilidade de captura, φ a probabilidade de sobrevivência, b a probabilidade de entrada na população e N o tamanho da superpopulação.

Assim como no modelo de Jolly-Seber clássico, a sobrevivência refere-se à sobrevivência aparente: emigração permanente é indistinguível de mortalidade, da mesma maneira o termo nascimento não separa se houve nascimentos *in situ* ou imigração de indivíduos para dentro da área de estudo. O termo transiente foi utilizado neste estudo como aqueles indivíduos capturados uma única vez.

O número de adições é calculado da seguinte maneira:

$$E[B_i] = N b_i$$

Se B_0 representa o número de indivíduos vivos antes da primeira captura então:

$$N = B_0 + B_1 + B_2 + \dots + B_{K-1}$$

Os modelos construídos dentro desta formulação incluem variação temporal ou constância dos parâmetros a serem estimados. Neste trabalho, apenas b (probabilidade de entrada) foi mantido sempre com variação temporal entre as ocasiões, já que não existe nenhuma hipótese biologicamente plausível (para esta espécie) do porque da entrada de novos animais dentro da população seria constante.

Antes de realizar as análises é preciso garantir que o modelo geral seja adequado aos dados coletados. Foi feito um teste de adequação dos dados através do teste *Godness of Fitness* (GOF). Estes testes têm como objetivo estimar um valor de correção (\hat{c}), para adequar os dados e indicar se existe uma dispersão dos dados, e se as premissas do estudo de captura-recaptura foram violadas (e.g. heterogeneidade de capturas ou sobrevivência). O GOF teste feito foi o GOF-RELEASE.

Como parte de um sub-módulo do Programa MARK, o teste GOF-RELEASE baseia-se em tabelas de contingências do modelo mais parametrizado para cada ocasião amostral, comparando os resultados observados com o esperado referente à premissa de homogeneidade dos indivíduos quanto à probabilidade de captura e sobrevivência. A vantagem do teste GOF – RELEASE é que, além de calcular um valor de correção, as análises dos resultados do teste para cada ocasião permitem observar onde os dados podem estar fugindo das premissas e indicar aspectos relevantes da biologia da espécie.

São três testes computados no programa: Teste 2.C, Teste 3.SR e Teste 3.sm. De maneira simples pode-se dizer que o teste 2.C lida com heterogeneidade de capturas. O teste analisa apenas aqueles indivíduos que seguramente estão vivos entre as ocasiões i e $i+1$ (indivíduos capturados na ocasião i , ou antes, e recapturados na ocasião $i+1$ ou após $i+1$). O teste 2.C baseia-se na seguinte questão: “A probabilidade de ser visto na ocasião $i+1$ é em função do indivíduo ter sido ou não visto na ocasião i ?” Ou seja, quando o indivíduo foi visto difere em função dele ter sido ou não capturado na ocasião i ? O teste evidencia violações da homogeneidade de capturas.

Já os testes 3.SR e teste 3.sm são testes que lidam com a heterogeneidade de sobrevivência, testando se todos os indivíduos têm a mesma probabilidade de sobreviver na ocasião $i+1$, através do seguinte questionamento: “Dos indivíduos vistos em i , quantos foram vistos de novo, e quando?”. O teste 3.SR baseia-se no seguinte questionamento: “O fato de um animal ter sido visto novamente ou não depende dele ter sido visto pela primeira vez na ocasião i ou já ter sido visto previamente?”. Já o teste 3.sm lida apenas com os indivíduos vistos novamente através do seguinte questionamento: “Quando eles foram vistos depende deles terem sido capturados pela primeira vez na ocasião i ou antes da ocasião i ?”.

Para cada ocasião é calculado um valor de qui-quadrado (χ^2) e o valor p de significância para cada um dos testes. O valor de correção c -hat é calculado dividindo-se o valor de qui-quadrado (χ^2) pelo número de graus de liberdade (gl) do total de todos os testes. O valor de c -hat igual 1 indica perfeita adequação dos dados, e valores maiores que 1 indicam dispersão dos dados. Quando corrigidos pelo valor de c -hat, o Programa MARK calcula os valores corrigidos de AICc, transformado em QAICc (QuasiAICc).

Estimativa do tamanho populacional total

A estimativa populacional utilizando-se os animais com marcas naturais dentro da população irá nos fornecer o número de animais que possuem estas marcas e, portanto, para que se chegue a um número da população total, é necessário que se calcule a proporção de animais marcados e não marcados. Isto foi feito determinando o número de animais foto-identificados em cada dia de amostra. Calculou-se, então, a proporção de animais bem marcados com relação a animais pouco marcados e não-marcados dentro de cada amostra. A contagem de animais pouco marcados foi facilitada devido ao fato de que mesmo com marcas

sutis os animais podiam ser corretamente identificados dentro de cada dia amostral. Já para animais não-marcados, utilizaram-se marcas superficiais como arranhões, além de coloração, formato da nadadeira dorsal e a consistência do animal na proximidade de outro indivíduo no caso de imaturos. Quando houve dúvida em afirmar se um animal não-marcado seria contabilizado como um novo animal ou já avistado dentro da ocasião amostral, devido à dificuldade de observar as características descritas acima, adotou-se a postura conservadora de não contabilizar como um novo animal. Em cada local foi calculada a média da proporção de marcados e pouco ou não-marcados entre todas as ocasiões amostrais. Se a probabilidade de captura de animais bem marcados for semelhante à de animais pouco marcados e não-marcados, então esta proporção estará próxima da real.

2. Uso do hábitat

Fidelidade à Área

A fidelidade à área foi definida como a frequência que os indivíduos identificados foram vistos em determinada localidade. Durante os encontros foram registrados dados da posição geográfica dos grupos a cada 5 minutos. Juntando estes dados com informações sobre a identidade de cada indivíduo, foi feita uma análise da frequência de uso e fidelidade dos animais a determinadas áreas. Calculou-se a taxa de fidelidade dos indivíduos através da seguinte fórmula:

$$FA_i = \frac{NA_i}{\sum NA_x}$$

Onde: FA_i é a fidelidade à área x do indivíduo i ; NA_i é o número de avistagens do indivíduo i na área x , e $\sum NA_x$ é o somatório de todas as visitas para a área x .

A taxa de fidelidade para cada indivíduo foi calculada e classificada em 5 categorias: Muito alta (1,0-0,8), alta (0,79-0,6), média (0,59-0,4), baixa (0,39-0,2) e muito baixa (0,19-0,1).

Padrão de Movimentação

A partir dos indivíduos foto-identificados foi feita uma comparação entre as áreas para analisar a possibilidade de estes indivíduos terem sido observados em mais de uma área. Isto permite determinar se há movimentação dos indivíduos e, caso haja, entre que áreas ela é mais freqüente, e investigar a possibilidade de um padrão de movimentação dos indivíduos entre as diferentes áreas estudadas. Além disso, as informações sobre a movimentação dos animais pode indicar o grau de residência da área de estudo com um todo.

Padrão de uso

Todos os dados da posição geográfica dos encontros dos grupos foram plotados em fotos aéreas digitalizadas e georeferenciadas, utilizando-se o programa ESRI Arc Gis versão 9.3. Em cada local de estudo as áreas foram zoneadas em três setores. Esta divisão foi feita estabelecendo-se linhas divisórias no mapa que delimitam cada setor (ver fig. 3). De forma geral, a área 1 é a mais protegida e abrigada dos ventos, enquanto a área 3 é a região de mar aberto. A área 2 é a transição entre estas duas áreas.

A área de estudo da Lagoa de Guaráfrás é um ambiente estuarino. O setor 1 consiste na parte interna da desembocadura da Lagoa, apresentando maior influência das águas fluviais e vazão por marés, e menos suscetível aos ventos e ondas. O setor 2 compreende a desembocadura da Lagoa, incluindo a Praia de Malembar na porção norte. O setor 3 compreende as águas adjacentes à desembocadura. Este setor é aportado pela pluma da desembocadura da Lagoa e recebe influência direta das águas oceânicas, ventos, ondas e correntes marinhas. Compreende a porção frontal externa, desde o extremo norte da Praia de Cacimbinhas até porção sul da Praia de Barreta.

Em Pipa o setor 1 é compreendido por duas enseadas abrigadas da influência de ondas e ventos. São elas a Enseada do Madeiro (EM) e a Enseada do Curral (EC). A linha divisória destas enseadas é descrita pela reta que liga os extremos das respectivas enseadas. As enseadas possuem faixa de areia estreita e formação de falésias. O setor 2 foi delimitado a partir do promontório ao sul da praia do centro de Pipa, na ponta rochosa conhecida como Praia do Abacateiro até o extremo norte da Praia de Cacimbinhas. A área amostrada neste setor não inclui as áreas de linha de costa, que estão no setor 1. São as áreas costeiras em frente às enseadas, com maior influência de ventos e correntes. O setor 3 é a porção mais

externa em frente ao embaçamento da linha de costa da região de Pipa. Nesta área existe maior influência oceânica, como o aumento de profundidade, correntes e ventos. As águas nestas locais apresentam menor turbidez.

Em Tabatinga o setor 1 está localizado na porção sul da praia. A linha divisória estabelecida é uma reta compreendendo a ponta sul até a extensão na qual ocorre um alargamento da faixa de areia e presença de campos de dunas. Neste setor a conformação geográfica oferece proteção das falésias contra os ventos, formando uma baía de águas rasas e tranquilas. No setor 2 a linha divisória correspondente foi estabelecida a partir da ponta sul da praia até a ponta norte. O setor 2 inclui áreas próximas a linha de costa com faixa de areia mais extensa da praia de Búzios. O setor é mais exposto aos ventos e com maior energia de ondas. Já o setor 3 corresponde à porção mais externa, em frente à praia. Nesta área existe maior influência oceânica, como o aumento de profundidade, correntes e ventos. As águas nesses locais apresentam menor turbidez.

A área de estudo de Baía Formosa apresenta o setor 1, compreendido do promontório ao final da enseada até o extremo norte da formação de dunas pleistocênicas, incluindo a formação de falésias na porção mais ao sul. Neste setor a conformação geográfica oferece proteção das falésias contra os ventos, formando uma baía de águas rasas e tranquilas. O setor 2 está delimitado ao sul pelo promontório da Praia do Pontal até a desembocadura do Rio Cunhaú ao norte. A área amostrada neste setor não inclui as áreas de linha de costa, que estão no setor 1. O setor é mais exposto aos ventos e com maior energia de ondas. Já o setor 3 está na área mais exposta, ao leste do promontório da Praia do Pontal até o sul da Praia de Fora. Estas águas têm maior influência oceânica, sendo a parte mais exposta de Baía Formosa.

As rotas pré-estabelecidas não necessariamente cobriram toda extensão dos setores das diferentes áreas como descrito acima. A descrição é feita para estabelecer as linhas divisórias de cada setor. A divisão dos setores, assim como a área total amostrada em cada uma das áreas de estudo, está representada nos mapas da figura 3. A área total amostrada em cada localidade das áreas de estudo foi coberta de forma homogênea, sendo utilizados pontos geográficos estratégicos na costa como referência para estabelecer os limites durante as atividades de campo.

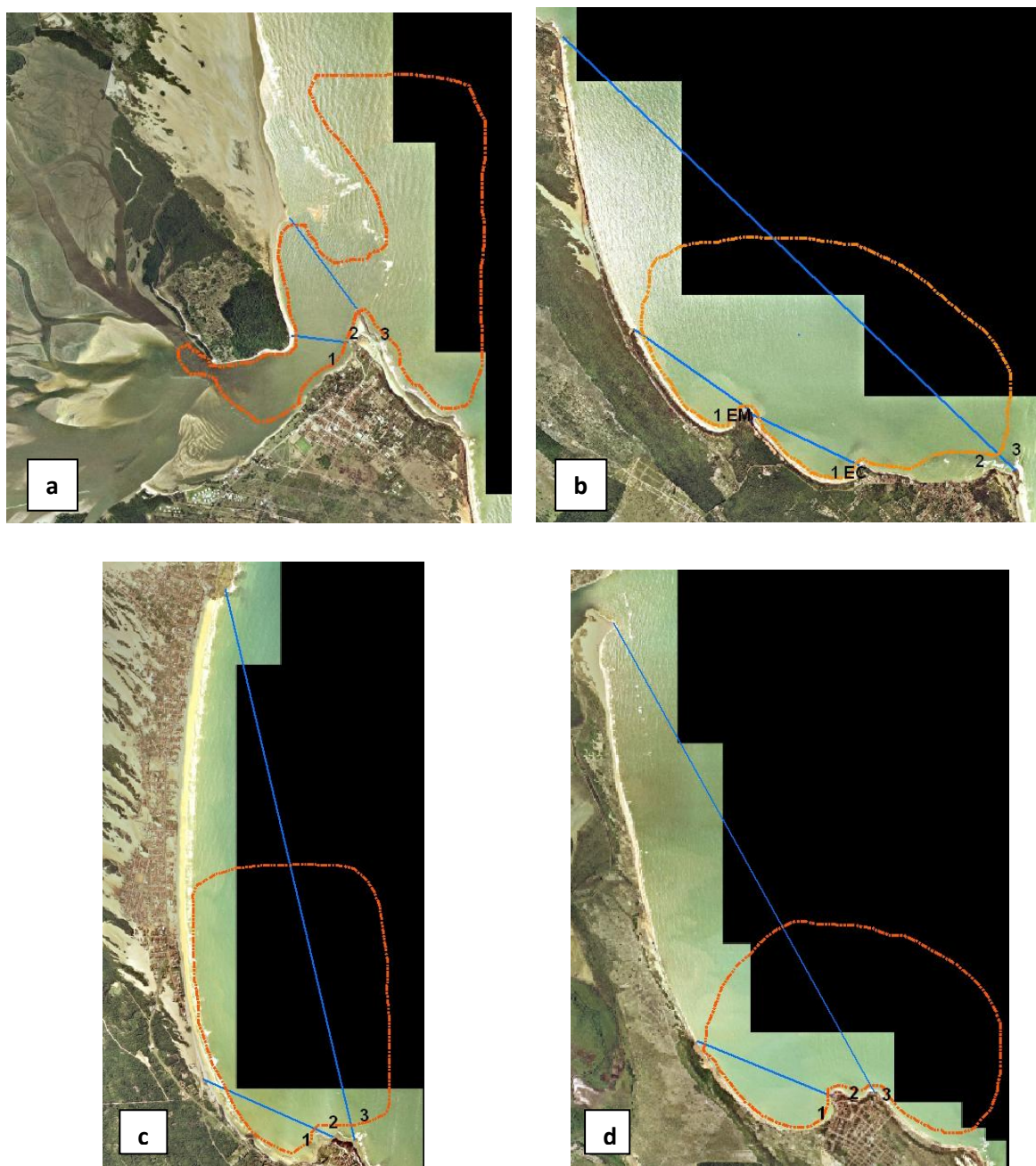


Figura 3: Mapa das áreas de estudo. Divisão dos setores em azul (Setor 1 = 1, Setor 2 = 2 e Setor 3 = 3). Esquerda superior: (a) Lagoa de Guaraíras; Direita superior: (b) Pipa (EM = Enseada do Madeiro e EC = Enseada do Curral); Esquerda inferior: (c) Tabatinga; Direita inferior: (d) Baía Formosa. A área em pontilhado representa o total da área amostrada em cada local de estudo.

Para cada uma das áreas foram feitas comparações entre área de avistagem, padrão de agrupamento e comportamento. A área de ocorrência foi utilizada como variável independente (os 3 setores de cada área de estudo) e o tamanho de grupo, comportamento, presença de imaturos e período do dia como variáveis dependentes. Posteriormente foi feita uma análise de todas as áreas de praia em conjunto, excluindo a Lagoa de Guaraíras, por se tratar de um ambiente diferente das outras áreas consideradas. Foi utilizado apenas o primeiro

registro do encontro para esta análise de área de uso e período do dia. O tamanho de grupo, comportamento, presença de imaturos foi definido pelo valor predominante em cada encontro. Como cada encontro poderia ter duração de até uma hora com mudança na composição do grupo, e como havia intervalo de 15 minutos entre encontros, os dados desta análise foram considerados eventos independentes para fins estatísticos.

Aplicado o teste de normalidade Kolmogorov – Smirnov, observou-se que os dados não seguem uma distribuição normal TAB ($Z = 1,753$ $p=0.004$), PIP ($Z = 2.400$ $p=0.000$), e BF ($Z = 1.969$ $p= 0.001$). Em LG o resultado do teste de normalidade foi $Z= 1.307$ $p=0.066$, indicando que a distribuição de dados na lagoa aproxima-se da curva normal. Entretanto, foram usados testes não-paramétricos para manter o padrão das outras áreas. O resultado de todas as áreas de praia em conjunto (TAB, PIP e BF) indicou distribuição diferente da normal ($Z = 3.578$ $p= 0.000$).

As comparações e testes estatísticos utilizados estão sumarizados abaixo:

Relação uso da área e tamanho de grupo: O tamanho dos grupos em cada setor foi comparado utilizando os testes de Kruskal Wallis (para comparação das 3 áreas em conjunto) e Mann-Whitney (para comparações diádicas).

Relação uso da área e comportamento: O comportamento dos animais dos grupos encontrados em cada setor foi comparado utilizando o teste do qui-quadrado e a análise de resíduo ajustado.

Relação uso da área e presença de imaturos: Os grupos foram assinalados quanto à presença ou ausência de imaturos e comparados entre os diferentes setores utilizando o teste do qui-quadrado e a análise de resíduo ajustado.

Relação uso da área e período do dia: Os encontros foram classificados de acordo com o período do dia em que ocorreram (Manhã entre 8:00 e 11:59 e Tarde entre 12:00 e 15:00) e comparados entre os diferentes setores utilizando o teste do qui-quadrado e a análise de resíduo ajustado.

Relação tamanho de grupo e comportamento: O comportamento dos animais do grupo em relação ao tamanho do grupo foi comparado utilizando os testes de Kruskal Wallis (para comparação das 3 áreas em conjunto) e Mann-Whitney (para comparações diádicas).

Relação tamanho do grupo e número de sub-grupos: A relação entre o tamanho do grupo e o número de sub-grupos registrados foi testada utilizando o teste de correlação de Spearman.

RESULTADOS

1. Estimativa Populacional

O período de coleta de dados do estudo foi de 13 meses, entre Março de 2008 e Março de 2009. Os dados de foto-identificação foram coletados em 47 saídas de campo, compostas por 11 visitas a Tabatinga, 11 visitas a Baía Formosa, 11 visitas a Lagoa de Guaraíras e 14 visitas a Pipa.

O esforço de campo para foto-identificação correspondeu a um total de 329 horas. Em todas as saídas foram registradas a presença de botos, com exceção da Lagoa de Guaraíras, que no total de 11 saídas em apenas 7 os animais estavam presentes. Os dados de esforço total, esforço efetivo (observação direta dos animais) e total de fotos obtidas estão sumarizados na Tabela 1.

Tabela 1: Total de horas do esforço total, esforço efetivo e número total de fotos durante o período de coleta de dados para foto-identificação de *Sotalia guianensis* em cada área de estudo. (TAB = Tabatinga, PIP = Pipa, LG = Lagoa de Guaraíras e BF = Baía Formosa).

Local	Esforço total	Esforço Efetivo	No. Fotos
TAB	77h	30h	3.745
PIP	98h	39h 45min	5.364
LG	77h	11h 45min	1.345
BF	77h	32h	4.547
Total	329h	113h 30min	14.796

Do total de fotos obtidas (14.796) cerca de 22% (3.351) fotos foram aproveitadas para foto-identificação. A taxa de aproveitamento das fotos entre as diferentes localidades foram: Tabatinga (20%), Pipa (28%), Lagoa de Guarairás (14%) e Baía Formosa (20%).

A Tabela 2 sumariza para cada local os dados do número total de encontros, a média do número de encontros das ocasiões amostrais, o total de animais avistados, a média do número de animais avistados entre as ocasiões amostrais e o número total de animais identificados.

Tabela 2: Total e média do número de encontros, total e média do número de animais entre as ocasiões amostrais, e número total de indivíduos identificados de *Sotalia guianensis* para cada área de estudo durante o período de coleta de dados de foto-identificação (TAB = Tabatinga, PIP = Pipa, LG = Lagoa de Guarairás e BF = Baía Formosa).

Local	No. Total Encontros	Média No. Encontros	No. Total Animais	Média Animais	No. Total Anim. Id.
TAB	62	5,6	352	32	39
PIP	101	7,2	548	39	57
LG	20	2,8	74	10	16
BF	77	7	559	51	76
Total	260	5,6	1533	33	136

Optou-se por fazer primeiramente uma estimativa estratificada, considerando-se cada área de estudo separadamente e posteriormente os dados foram agrupados em uma única estimativa para toda a área. As unidades amostrais não apresentaram homogeneidade nos intervalos em nenhuma das áreas, variando entre 6 e 149 dias ao longo do período do estudo. No programa MARK a unidade amostral utilizada foi de 1 semana para todas as áreas. Foi calculado o intervalo de tempo, em semanas, entre cada intervalo, sendo que as estimativas dos parâmetros foram corrigidas para a diferença de tempo dos intervalos amostrais. Todas as unidades amostrais foram realizadas entre as 8:00 e 15:00, garantido o esforço homogêneo entre todos os dias de coleta de dados.

Tabatinga

A figura 4 ilustra a curva cumulativa de descobrimento de novos indivíduos que foram sendo incluídos no catálogo de foto-identificação para a área de Tabatinga, assim como as respectivas datas das 11 ocasiões amostrais. Observa-se que nas últimas coletas houve uma tendência da curva em atingir a assíntota. A estabilização da curva cumulativa de descobrimento sugere que os indivíduos que compõe a população foram bem representados durante o estudo. A figura 5 representa a freqüência de captura dos indivíduos identificados, ou seja, o número de vezes que os indivíduos foram capturados e recapturados. Nota-se que quase 60% dos indivíduos foram capturados apenas uma vez em Tabatinga.

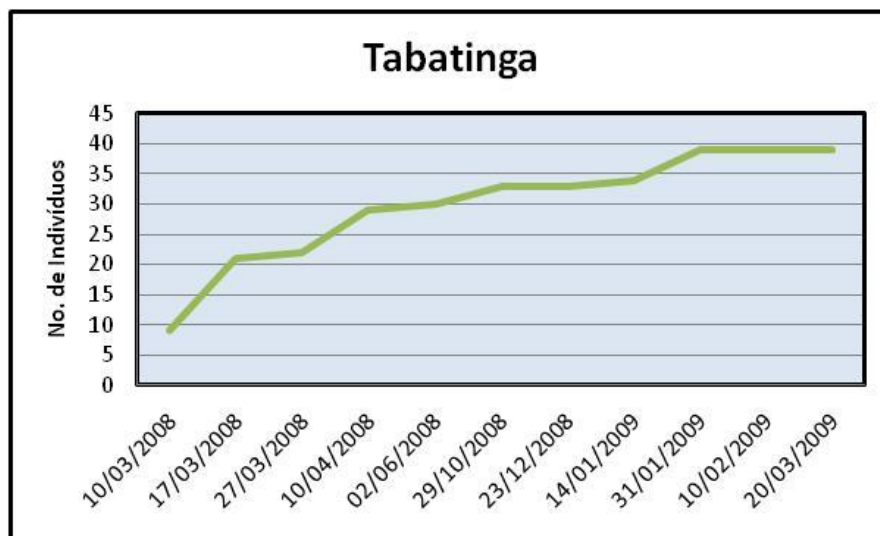


Figura 4: Curva cumulativa de descobrimento dos indivíduos foto-identificados de *Sotalia guinenensis* entre as diferentes ocasiões amostrais em Tabatinga.

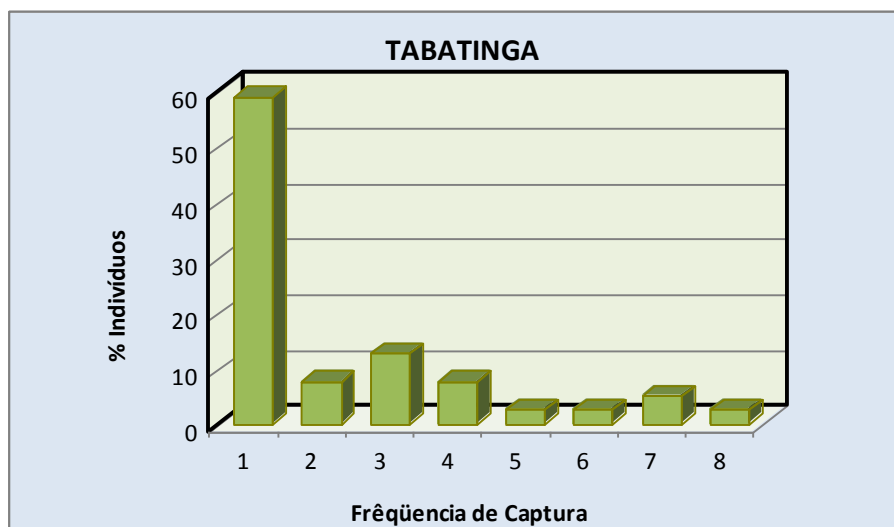


Figura 5: Frêquência de captura dos indivíduos de *Sotalia guianensis* foto-identificados em Tabatinga.

Os resultados do teste GOF-RELEASE do programa MARK para Tabatinga estão na Tabela 3.

Tabela 3: Resultado dos testes GOF – RELEASE e valor de correção c-hat para Tabatinga.

TESTE 3.SR	TESTE 3.sm	TESTE 2.C	Todos testes	c-hat
P= 0.0155	P= 0.981	P= 0.839	P= 0.297	1,15

O teste 3.SR foi significativo, o que sugere problemas na premissa de que todos os indivíduos têm a mesma probabilidade de sobreviver dentro de cada ocasião amostral. Em uma análise das tabelas de contingência das ocasiões amostrais onde os resultados esperados diferiram muito do observado, nota-se que foi devido à presença dos transientes (animais capturados apenas uma vez dentro da área de estudo). Em duas ocasiões houve um número maior de animais capturados uma única vez proporcionalmente ao total, contribuindo para o valor significativo. As tabelas de contingência do teste 3.SR nestas ocasiões acusam número maior que o esperado de recaptura de animais já avistados previamente e número menor que o esperado para os que foram capturados pela primeira vez. Já o teste 3.sm e teste 2.C estão de acordo com as premissas do modelo, não apresentando problemas, e quando são juntados todos os testes também é observado que o valor não é significativo. O teste GOF – RELEASE é feito para o modelo mais parametrizado (variação temporal na probabilidade de captura e de sobrevivência), que foi adotado como modelo geral inicial. Os outros modelos propostos são: probabilidade de captura constante e variação temporal na probabilidade de sobrevivência, variação temporal na probabilidade de captura e probabilidade de sobrevivência constante e valores constantes na probabilidade de captura e sobrevivência. O valor de c-hat encontrado mostra que houve certo grau de dispersão dos dados. Os resultados do programa MARK para os modelos propostos estão na tabela 4, com valores ajustados pelo valor de c-hat, e, portanto, os valores são de QAICc (Quasi AICc). O valor delta compara a diferença de AICc entre o modelo em questão e o modelo logo abaixo. O peso (w) mostra o suporte do modelo em relação aos outros modelos considerados, e a divisão do peso de um modelo pelo outro é uma medida relativa da evidência de suporte de um modelo em relação ao outro. Em Tabatinga dois modelos receberam quase todo suporte com os menores valores de QAICc (Tab. 4).

Tabela 4: Valores de QAICc, valor delta (Δ), peso (w), desvio e número de parâmetros para os 4 modelos propostos, calculados pelo programa MARK para Tabatinga. (p = probabilidade de captura, ϕ = probabilidade de sobrevivência, (t) = parâmetro com variação temporal e $(.)$ = parâmetro constante).

Modelo	QAICc	Δ QAICc	QAICc w	Q Desvio	No. Param.
p(t) ϕ (.)	263.8954	0.0000	0.60493	17.6855	22
p(.) ϕ (.)	264.7479	0.8525	0.39499	47.1883	13
p(.) ϕ (t)	282.0188	18.1234	0.00007	35.8089	22
p(t) ϕ (t)	285.7106	21.8152	0.00001	6.4384	30

Considerando-se que a diferença de valores de QAICc dos modelos p(t) ϕ (.) e p(.) ϕ (.) é muito pequena ($w_{p(t) \phi(.)} / w_{p(.) \phi(.)} = 1.53$), sendo que os dois modelos têm praticamente todo o suporte em relação aos demais modelos, optou-se pelo modelo mais parcimonioso com menor número de parâmetros: p(.) ϕ (.). Os resultados dos parâmetros estimados para este modelo em Tabatinga estão no anexo 1.

Assumindo este modelo a estimativa de animais foto-identificados em Tabatinga é de 47. O valor médio de todas as ocasiões amostrais para a proporção de animais marcados (M) em relação aos poucos marcados (PM) e sem marcas (SM) em Tabatinga foi: 0.63 ± 0.06 . Assim, a população total (N_t) para Tabatinga é de :

$$N_t = 47 / 0,63 = 75 \text{ indivíduos}$$

Os valores no intervalo de confiança de 95% são: 63 (estimativa populacional mínima) e 92 (estimativa populacional máxima).

PIPA

Em PIPA o número de ocasiões amostrais foi maior. Houve um aumento gradual de novos indivíduos e uma tendência da curva cumulativa de descobrimento a estabilizar e atingir a assíntota nas últimas ocasiões (Fig. 6). Quanto à frequência de captura, o número de

animais identificados com apenas 1 captura foi 40%, pouco mais de 20% duas capturas e o restante distribuído entre os outros valores. (Fig. 7)

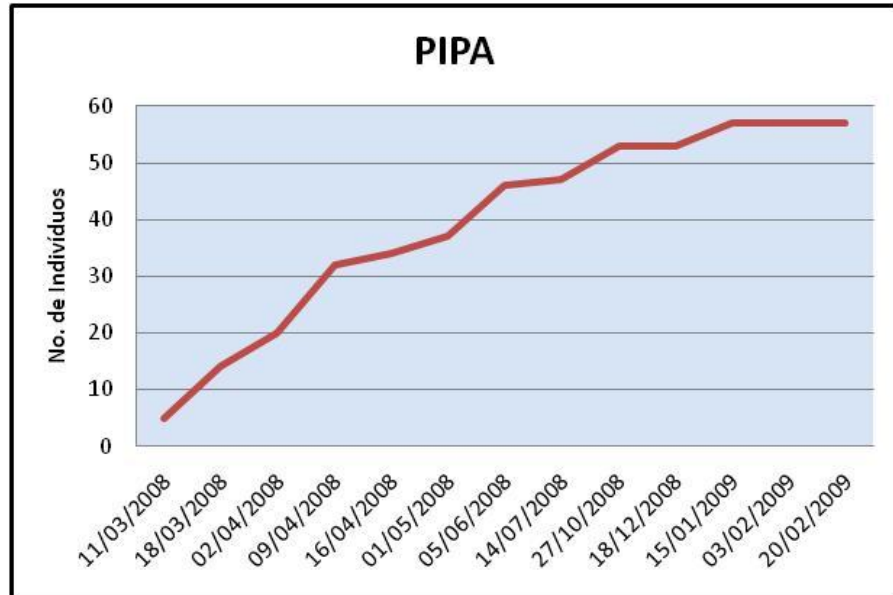


Figura 6: Curva cumulativa de descobrimento dos indivíduos foto-identificados de *Sotalia guianensis* entre as diferentes ocasiões amostrais em Pipa.

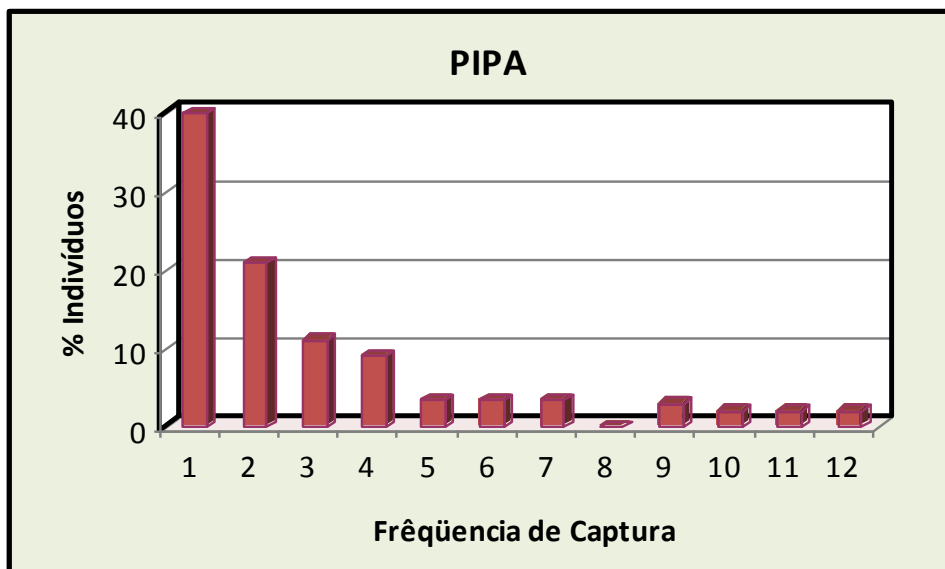


Figura 7: Frêquência de captura dos indivíduos de *Sotalia guianensis* foto- identificados em Pipa.

Na Tabela 5 estão apresentados os resultados do teste GOF-RELEASE para Pipa.

Tabela 5: Resultado dos testes GOF – RELEASE e valor de correção c-hat para Pipa.

TESTE 3.SR	TESTE 3.sm	TESTE 2.C	Todos testes	c-hat
P= 0.0043	P= 0.4054	P= 0.9333	P= 0.1194	1,339

Novamente, foi observado que o teste 3.SR é significativo, o que também pode ser atribuído a presença dos transientes (os indivíduos que foram capturados apenas uma vez dentro desta área de estudo). Em duas ocasiões amostrais a proporção de transientes foi alta em relação ao número total de capturas. Já os outros testes e o total dos três testes não apresentaram valores significativos. O valor de c-hat foi um pouco maior, indicando maior dispersão dos dados. Os modelos e os respectivos valores QAICc calculados pelo programa MARK estão apresentados na Tabela 6:

Tabela 6: Valores de QAICc, valor delta (Δ), peso (w), desvio e número de parâmetros para os 4 modelos propostos, calculados pelo programa MARK para Pipa. (p = probabilidade de captura, ϕ = probabilidade de sobrevivência, (t) = parâmetro com variação temporal e (.) = parâmetro constante).

Modelo	QAICc	Δ QAICc	QAICc w	Q Desvio	No. Param.
p(t) ϕ (.)	434.7079	0.0000	0.97999	77.0105	28
p(.) ϕ (.)	442.7656	8.0577	0.01744	116.9151	16
p(.) ϕ (t)	446.6334	11.9255	0.00252	88.9359	28
p(t) ϕ (t)	454.6688	19.9609	0.00005	62.6916	39

Desta vez, todo suporte aponta para um único modelo, o modelo p(t) ϕ (.), com variação temporal na probabilidade de captura e constância na sobrevivência. Este modelo apresenta problemas na estimativa de alguns parâmetros devido à variação temporal na probabilidade de captura. Particularmente, a primeira captura não pode ser estimada, assim como a probabilidade de entrada inicial. Apenas o produto $b_0.p_1$ pode ser estimado. Isto tem consequência em outro parâmetro: também a probabilidade de entrada entre as ocasiões 1 e 2 não pode ser estimada, apenas a função $b_1 + b_0(1 - p_1) \phi_1$ pode ser resolvida, não tendo

nenhum significado biológico. Os resultados das estimativas do modelo estão sumarizados no Anexo 2.

Assumindo este modelo a estimativa de animais foto identificados em Pipa é de 65. O valor da média de todas as ocasiões amostrais para a proporção de animais marcados (M) em relação ao pouco marcados (PM) e sem marcas (SM) foi: 0.62 ± 0.058 .

A população total (Nt) para Pipa :

$$N_t = 65 / 0,62 = 105 \text{ indivíduos}$$

Os valores no intervalo de confiança de 95% são: 88 (estimativa populacional mínima) e 129 (estimativa populacional máxima).

Lagoa de Guaraíras

A Lagoa de Guaraíras é o único local no qual não foi observada a presença do boto-cinza em todas as ocasiões amostrais. Das onze ocasiões, em apenas sete foram encontrados grupos de boto-cinza. Conseqüentemente, o número de animais identificados foi baixo, como mostra a curva cumulativa de descobrimento (Fig. 8). A frequência de captura (Fig. 9) apresentou tendência semelhante às outras áreas, com metade dos indivíduos observados apenas uma vez.



Figura 8: Curva cumulativa de descobrimento dos indivíduos foto-identificados de *Sotalia guinenensis* entre as diferentes ocasiões amostrais na Lagoa de Guaraíras.

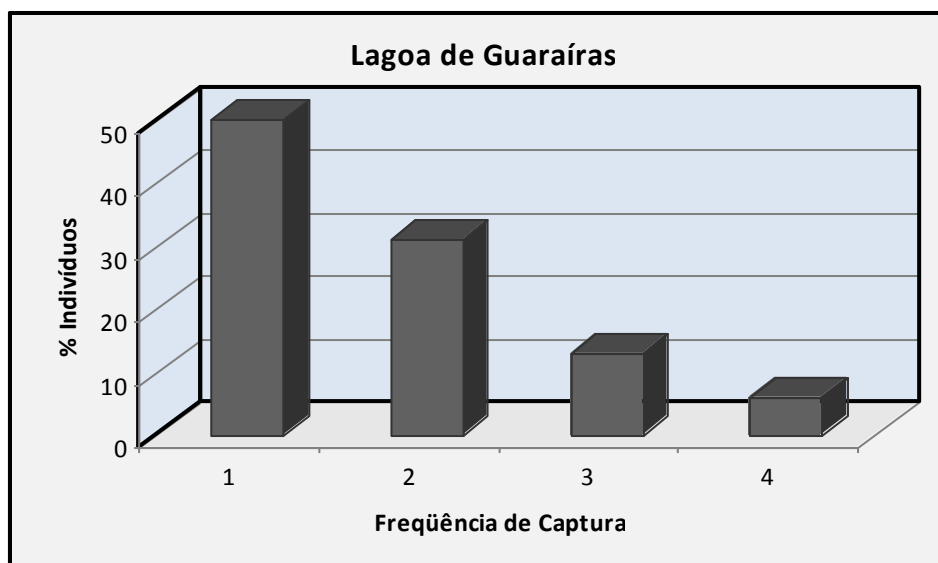


Figura 9: Frequência de captura dos indivíduos de *Sotalia guianensis* foto- identificados na Lagoa de Guaraíras.

No figura 8 nota-se que entre os intervalos 24/10/2008 e 21/01/2009 houve um grande aumento do número de animais identificados na Lagoa de Guaraíras. Particularmente a partir do dia 21/01/2009 foi observado grupos de boto-cinza utilizando áreas fora da Lagoa, próximo à boca de entrada. Diferente dos grupos que foram vistos dentro da Lagoa, estes grupos apresentaram maior número de indivíduos. Enquanto que dentro da Lagoa não foram vistos grupos com mais de 4 indivíduos, na boca da barra foram encontrados grupos de até 12 indivíduos. Isto contribuiu significativamente para que o número de indivíduos na região da Lagoa de Guaraíras aumentasse. Na frequência de capturas houve uma diminuição gradual de indivíduos visto apenas uma vez com relação aos outros valores.

Na tabela 7 estão apresentados os resultados do teste GOF-RELEASE para Lagoa de Guaraíras:

Tabela 7: Resultado dos testes GOF – RELEASE e valor de correção c-hat para a Lagoa de Guaraíras.

TESTE 3.SR	TESTE 3.sm	TESTE 2.C	Todos testes	c-hat
P= 0.7465	P= 0.7018	P= 0.8167	P= 0.9461	0,318

O teste não foi sensível a heterogeneidade da probabilidade de captura e sobrevivência, o valor de c-hat foi abaixo de 1, apesar de ter sido observado a presença de transientes assim como nas outras áreas. Neste caso não é feito o ajuste de c-hat, mantendo o

valor de igual a 1. A Tabela 8 representada abaixo mostra qual é a escolha do melhor modelo pelo critério de AIC.

Tabela 8: Valores de QAICc, valor delta (Δ), peso (w), desvio e número de parâmetros para os 4 modelos propostos, calculados pelo programa MARK para a Lagoa de Guaraíras. (p = probabilidade de captura, ϕ = probabilidade de sobrevivência, (t) = parâmetro com variação temporal e $(.)$ = parâmetro constante).

Modelo	AICc	Δ AICc	AICc w	Desvio	No. Param.
p(.) ϕ (.)	97.8602	0.0000	1.00000	0.0000	9
p(t) ϕ (.)	124.9348	27.0746	0.00000	0.0000	14
p(.) ϕ (t)	128.3059	30.4457	0.00000	0.0000	14
p(t) ϕ (t)	175.8456	77.9854	0.00000	0.0000	18

O suporte está todo para o modelo p(.) ϕ (.). Trata-se do modelo menos parametrizado. Analisando os resultados da Lagoa de Guaraíras nota-se que pelos valores de GOF-RELEASE e pelo grande suporte ao modelo menos parametrizado, que os dados foram insuficientes para detectar qualquer tendência dos parâmetros. A escassez de dados não permite que outro modelo seja considerado. A Lagoa de Guaraíras não é uma área usada da mesma forma pela população que o restante das áreas, e isto será discutido mais adiante.

Os resultados das estimativas do modelo estão no anexo 3.

Assumindo este modelo a estimativa de animais foto identificados na Lagoa de Guaraíras é de 20 indivíduos.

O valor da média de todo as ocasiões amostrais para a proporção de animais marcados (M) em relação ao pouco marcados (PM) e sem marcas (SM) foi: 0.73 ± 0.18 .

A população total (N_t) para Lagoa de Guaraíras :

$$20 / 0,73 = 27 \text{ indivíduos}$$

Os valores no intervalo de confiança de 95% são: 18 (estimativa populacional mínima) e 54 (estimativa populacional máxima).

Baía Formosa

Em Baía Formosa a cada ocasião amostral houve também um aumento gradual da curva cumulativa de descobrimento (Fig.10). No entanto, a tendência à estabilização da curva foi apenas na última ocasião amostral.

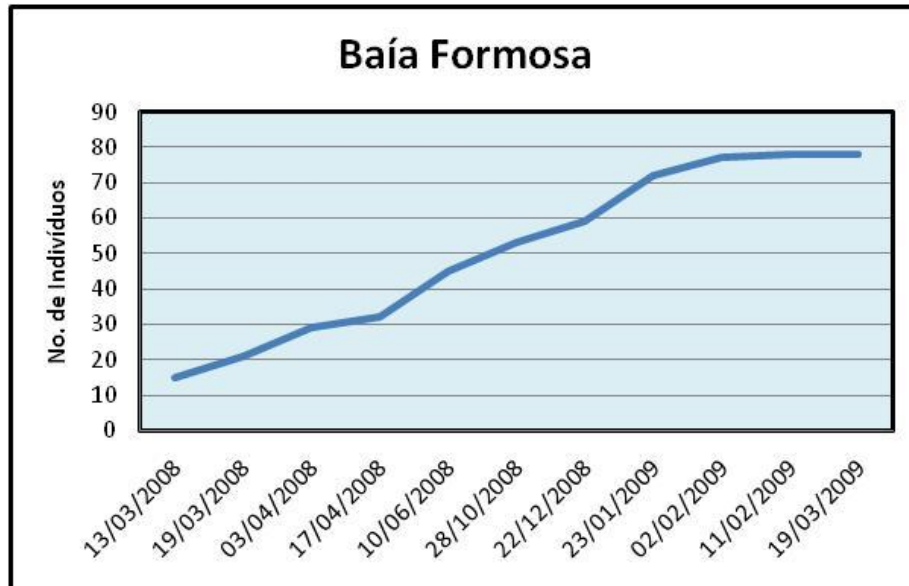


Figura 10: Curva cumulativa de descobrimento dos indivíduos foto-identificados de *Sotalia guianensis* entre as diferentes ocasiões amostrais em Baía Formosa.

Na figura 11 abaixo está representado a freqüência de captura, com quase 40% dos animais capturados apenas uma vez.

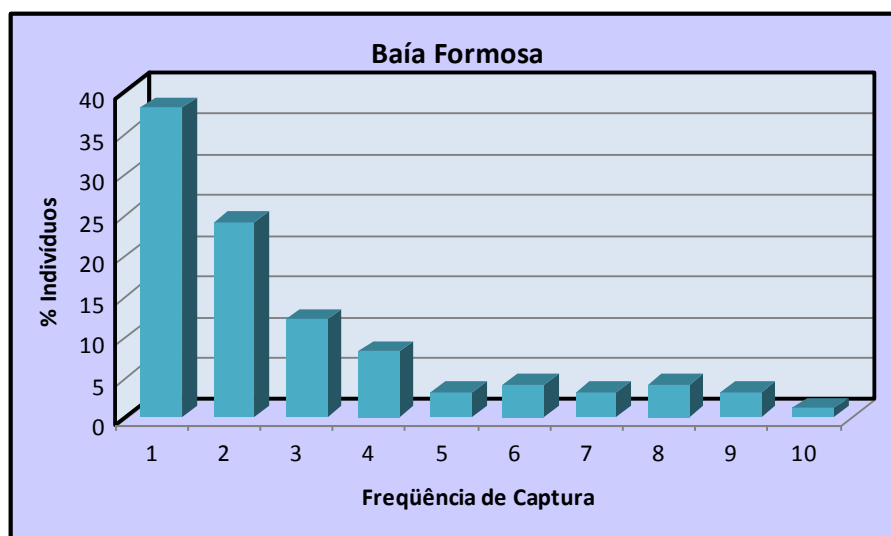


Figura 11: Freqüência de captura dos indivíduos de *Sotalia guianensis* foto-identificados em Baía Formosa.

Na Tabela 9 estão apresentados os resultados do teste GOF-RELEASE para Baía Formosa:

Tabela 9: Resultado dos testes GOF – RELEASE e valor de correção c-hat para Baía Formosa.

TESTE 3.SR	TESTE 3.sm	TESTE 2.C	Todos testes	c-hat
P= 0.0473	P= 0.2846	P= 0.9333	P= 0.0726	1,397

Novamente, o mesmo padrão observado para as outras áreas: o teste 3.SR foi significativo, e a análise dos dados, considerando as ocasiões amostrais separadamente, mostra número proporcionalmente maior de transientes e valores significativos do teste 3.SR em três ocasiões amostrais. Em uma ocasião o teste 3.sm e teste 2.C apresentaram valores marginalmente significativos, não apresentando problemas no resultado dos testes. Considerando-se todos os testes o valor é próximo do valor de significância de 95%. O ranking dos modelos calculados pelo programa MARK ajustado para o c-hat encontrado está na Tabela 10 abaixo:

Tabela 10: Valores de QAICc, valor delta (Δ), peso (w), desvio e número de parâmetros para os 4 modelos propostos, calculados pelo programa MARK para Baía Formosa. (p = probabilidade de captura, ϕ = probabilidade de sobrevivência, (t) = parâmetro com variação temporal e (.) = parâmetro constante).

Modelo	QAICc	Δ QAICc	QAICc w	Q Desvio	No. Param.
p(.) ϕ (.)	454.0631	0.0000	0.92065	30.3191	13
p(.) ϕ (t)	459.1501	5.0870	0.07235	14.0706	22
p(t) ϕ (.)	463.9431	9.8800	0.00659	18.8637	22
p(t) ϕ (t)	469.5119	15.4488	0.00041	3.7797	30

O valor de AICc com ajuste de c-hat (QAICc) dá maior suporte ao modelo p(.) ϕ (.), os resultados das estimativas para o modelo estão no Anexo 4.

Assumindo este modelo a estimativa de animais foto identificados em Baía Formosa é de 85 indivíduos.

O valor da média de todas as ocasiões amostrais para a proporção de animais marcados (M) em relação aos poucos marcados (PM) e sem marcas (SM) foi maior para Baía Formosa do que para as outras áreas de praia: 0.76 ± 0.05 .

A população total (Nt) para Baía Formosa :

$$85 / 0,76 = 112 \text{ indivíduos}$$

Os valores no intervalo de confiança de 95% são: 99 (estimativa populacional mínima) e 129 (estimativa populacional máxima).

Todas as Áreas

Para a análise de todas as áreas em conjunto foi considerada como uma unidade amostral uma visita para cada uma das 4 áreas. O intervalo da amostragem entre a primeira e a última área dentro de cada unidade amostral variou de um a dez dias. Desta maneira, as avistagens de cada uma das 4 áreas dentro desse período foram compartilhados em uma única ocasião amostral. A correção dos intervalos em semanas foi feita considerando-se o intervalo entre as datas medianas dentro do período da unidade amostral. O total de unidades amostrais foi onze. O total de animais identificados do estudo foi de 136 animais. A curva cumulativa de descobrimento se comportou da maneira ilustrada na Figura 12.

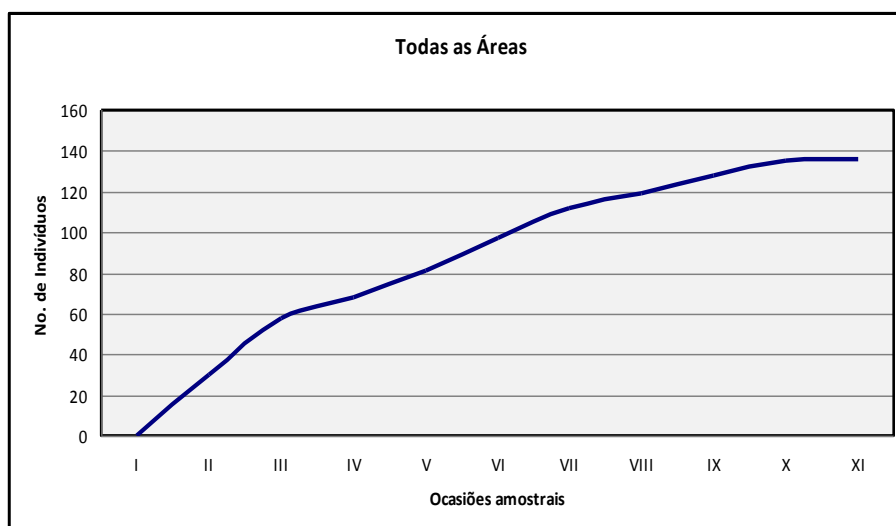


Figura 12: Curva cumulativa de descobrimento dos indivíduos foto-identificados de *Sotalia guinenensis* entre as diferentes unidades amostrais para Todas as Áreas.

Observa-se um aumento acentuado do descobrimento de novos indivíduos até a unidade III, seguido por um aumento menos acentuado e mais gradual até a ocasião VII e uma

maior tendência a estabilização a partir de então. A tendência a atingir a assíntota foi tardia, observada nas últimas ocasiões amostrais. A Figura 13 ilustra a frequência de captura considerando todas as áreas.

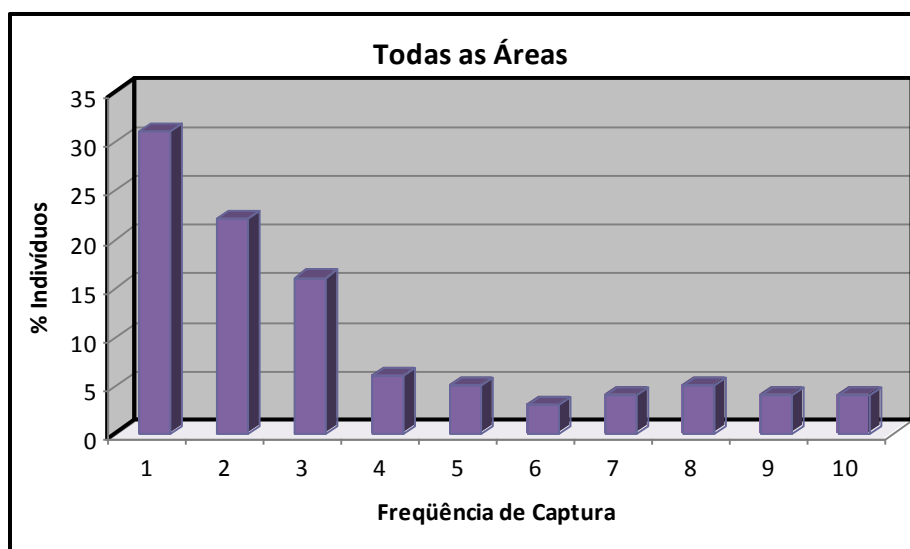


Figura 13: Frequência de captura dos indivíduos de *Sotalia guianensis* foto- identificados para Todas as Áreas.

Pouco mais de 30% dos indivíduos foram capturados apenas uma vez durante o estudo, o restante foi recapturado em pelo menos mais uma ocasião amostral. Nota-se uma diminuição gradual da porcentagem de indivíduos capturados mais de uma vez e uma distribuição mais homogênea a partir dos indivíduos que foram capturados quatro vezes ou mais. Estes últimos somam pouco mais de 30% de todos os indivíduos. Na Tabela 11 estão apresentados os resultados do teste GOF-RELEASE para Todas as Áreas.

Tabela 11: Resultado dos testes GOF – RELEASE e valor de correção c-hat para Todas as Áreas.

TESTE 3.SR	TESTE 3.sm	TESTE 2.C	Todos testes	c-hat
P= 0.0013	P= 0.0007	P= 0.5433	P= 0.0726	2,060

O teste do GOF-RELEASE foi mais sensível a heterogeneidade de sobrevivência, com valores significativos tanto para o teste 3.SR assim como o teste 3.sm. Foram quatro as ocasiões amostrais onde a presença dos transientes fez com que os indivíduos capturados pela primeira vez fossem vistos novamente menos do que o esperado, justamente as ocasiões com maior presença de transientes. O teste 3.sm apresentou problemas em duas ocasiões amostrais.

Já o teste 2.C não apresentou maiores problemas, sendo o teste não significativo. Considerando-se todos os testes, o valor de p não foi significativo. O valor de \hat{c} foi alto indicando que quando os dados são analisados em conjunto a dispersão dos dados é maior, já que todos os dados apresentaram algum grau de dispersão. Quando analisamos a escolha do melhor modelo pelo critério de AICc corrigindo o valor de \hat{c} (Tab. 12), também temos o suporte do modelo $p(.) \phi(.)$

Tabela 12: Valores de QAICc, valor delta (Δ), peso (w), desvio e número de parâmetros para os 4 modelos propostos, calculados pelo programa MARK para Todas as Áreas. (p = probabilidade de captura, ϕ = probabilidade de sobrevivência, (t) = parâmetro com variação temporal e $(.)$ = parâmetro constante).

Modelo	QAICc	Δ QAICc	QAICc w	Q Desvio	No. Param.
$p(.) \phi(.)$	586.6544	0.0000	0.98665	8.6978	13
$p(.) \phi(t)$	596.2073	9.5529	0.00831	0.0000	22
$p(t) \phi(.)$	597.2310	10.5766	0.00498	0.0000	22
$p(t) \phi(t)$	606.3363	19.6819	0.00005	0.0000	30

Como visto nas outras áreas, com exceção de Pipa, o modelo que recebeu considerável ou todo o suporte pelo critério de AICc foi justamente o modelo de constância em ambos os parâmetros de sobrevivência e probabilidade de captura. A probabilidade de entrada de novos indivíduos na população foi sempre mantida com variação temporal. Mesmo pequenos ajustes do valor de \hat{c} já indicam maior suporte a este modelo, e com o valor de \hat{c} mais alto para todas as áreas não seria diferente, já que o ajuste de \hat{c} mostra uma tendência a valorizar modelos com menor número de parâmetros para corrigir a falta de adequação dos dados aos modelos propostos.

Os valores computados pelo programa MARK dos parâmetros estimados estão sumarizados no Anexo 5.

Assumindo este modelo a estimativa de animais foto-identificados no litoral sul do RN é de 147.

Para o cálculo da proporção de animais marcados em relação aos animais pouco marcados ou sem marcas foi feita a média das áreas. Foram consideradas apenas as áreas de praia (Tabatinga, Pipa e Baía Formosa) já que a área de Lagoa de Guaraíras foi utilizada de maneira irregular e por menor número de indivíduos da população, podendo potencialmente tendenciar a proporção, o que não refletiria a proporção da população como um todo.

O valor da média da proporção de animais marcados (M) em relação ao pouco marcados (PM) e sem marcas (SM) considerando-se todas as áreas foi 0.66 ± 0.08 .

A população total (Nt) de toda a área de estudo :

$$147 / 0,66 = 223 \text{ indivíduos}$$

Os valores no intervalo de confiança de 95% são: 179 (estimativa populacional mínima) e 294 (estimativa populacional máxima).

2. Uso do hábitat

Fidelidade à área

Para o cálculo da taxa de fidelidade foram considerados todos os encontros e dias amostrais para foto-identificação de cada área. Foi feita uma comparação entre o tamanho do grupo registrado em cada encontro, e o número de animais foto-identificados somados aos animais sem marcas ou pouco marcados. Foi observado que, para cada uma das áreas, em cerca de um terço dos encontros o total de animais identificados no grupo foi inferior a 75% do número de animais registrados. Na Lagoa de Guaraíras o número foi inferior, atingindo apenas um décimo dos encontros. Estes números foram considerados satisfatórios apesar de alguns animais “presentes” na área de estudo podem não terem sido foto-identificados.

A partir do cálculo da taxa de fidelidade dos indivíduos identificados estes foram agrupados nas cinco categorias de grau de residência pré-definidas, como ilustra a Tabela 13.

Tabela 13: Número absoluto e percentual dos indivíduos de *Sotalia guianensis* foto – identificados classificados em cada uma das categorias de grau de fidelidade das respectivas áreas e em toda a área de estudo.

	Grau de Fidelidade	Muito Alta	Alta	Média	Baixa	Muito Baixa	Total
Local	Tabatinga	0	3 (8%)	2 (5%)	8 (20%)	26 (67%)	39
	Pipa	1 (2%)	4 (7%)	4 (7%)	13 (23%)	35 (61%)	57
	Baía Formosa	4 (5%)	5 (7%)	6 (8%)	15 (20%)	46 (60%)	76
	Lagoa de Guaráiras	0	0	3 (19%)	5 (31%)	8 (50%)	16
	Todas as Áreas	11 (8%)	12 (9%)	11 (8%)	30 (22%)	72 (53%)	136

Em geral poucos indivíduos apresentaram fidelidade a área muito alta ou alta, em TAB apenas 8%, PIP 10% e BF 12% dos indivíduos dos respectivos locais. Em Tabatinga não foram detectados indivíduos de fidelidade “Muito Alta”, mas apenas “Alta”. Já na Lagoa de Guaráiras os indivíduos apresentam o menor grau de fidelidade, não sendo detectados indivíduos nas categorias “Muito Alta” e “Alta”.

Cerca de dois terços dos indivíduos identificados apresentaram fidelidade “Muito baixa” em Tabatinga, e as outras áreas de praia seguiram um padrão semelhante com valores um pouco menores. A fração de indivíduos de fidelidade “Baixa” foi cerca de um quarto dos indivíduos nas áreas de praias. No conjunto, a maior parte dos indivíduos ficou nestas categorias compondo de 80% a 87%, dependendo da área. Os valores para o grau de fidelidade “Médio” foram baixos (de 5% a 8%), com exceção da Lagoa da Guaráiras, onde cerca de um quinto dos indivíduos ficaram nesta categoria, não sendo detectados indivíduos de fidelidade “Alta”.

Quando consideramos as quatro áreas como um todo e comparamos com cada um das áreas, se observam valores maiores para residência “Muito Alta” e “Alta” (17% dos

indivíduos) e em contrapartida valores menores para residência “Muito Baixa” com pouco mais da metade dos indivíduos. Esta diferença, quando olhamos para a área de estudo como um todo, aconteceu porque houve movimentação de indivíduos entre as diferentes áreas. Isto indica que apesar de haver grau de fidelidade mais baixo quando consideramos uma área de estudo em particular, o grau de fidelidade é maior para toda a área de estudo.

Movimentação entre as áreas

A Tabela 14 abaixo mostra quantos indivíduos avistados em cada uma das áreas foi também

Tabela 14: Número absoluto e porcentagem do total de indivíduos identificados de *Sotalia guianensis* em cada área que apresentaram movimentação (MOV) para pelo menos mais uma das quatro áreas de estudo. O total em movimentação não iguala a soma das áreas, pois um mesmo indivíduo pode ter sido visto em mais de duas áreas.

Local	Total Ind. MOV	TAB	PIP	LG	BF
TAB (n=39)	27 (69%)	-	25	6	2
PIP (n=57)	39 (68%)	25	-	13	8
LG (n=16)	16 (100%)	6	13	-	4
BF (n=76)	9 (12%)	2	8	4	-
TODAS ÁREAS (n=136)	42 (31%)	-	-	-	-

Existe uma grande movimentação de indivíduos entre as áreas de Pipa, Lagoa de Guaraíras e Tabatinga, os valores alcançam pouco menos de 70% dos indivíduos foto-identificados de Pipa e Tabatinga. Todos os indivíduos avistados na Lagoa de Guaraíras também foram identificados em outras áreas. Baía Formosa foi o único local onde o intercâmbio de indivíduos foi bem menor, com pouco mais de 10% dos indivíduos identificados naquela área. Considerando-se a área como um todo, daqueles indivíduos avistados mais de uma vez, 42 foram vistos em mais de uma área, o que corresponde a 31% do total de indivíduos identificados neste estudo.

A maior movimentação de indivíduos foi sem dúvida entre Pipa e Tabatinga, cerca de 25 indivíduos foram vistos movimentando-se entre estas áreas, correspondendo a 64% dos indivíduos vistos em Tabatinga e 44% de Pipa. Na Lagoa de Guaraíras 13 animais (81%) também foram vistos em Pipa. Já os animais vistos em Baía Formosa, apenas 8 (10%) foram também vistos em Pipa. Quando consideramos indivíduos que foram vistos em mais de duas áreas, os valores são bem baixos. Entre Tabatinga, Lagoa de Guaraíras e Pipa foram três indivíduos, sendo que no restante das combinações das áreas não mais do que um indivíduo foi visto para cada combinação, e quando se considera as quatro áreas também apenas um indivíduo foi avistado em todas elas.

Estes dados podem nos dar uma visão mais esclarecedora da transiência da área de estudo como um todo. Animais vistos uma única vez em uma determinada localidade, mas visto pelo menos mais uma vez em outra localidade da área de estudo não são considerados transientes de toda a área de estudo, mas transientes do local específico. Apesar de ter sido observado alto número de transientes (indivíduos avistados apenas uma vez) considerando-se cada área de estudo separadamente, este número muda quando consideramos a transiência dos indivíduos em relação a toda a área de estudo. A Tabela 15 mostra o número de indivíduos que foram de fato avistados apenas uma vez dentro da área de estudo. Observa-se que dos 136 indivíduos foto-identificados, apenas 43 (32%) foram avistados uma única vez em toda a área de estudo.

Tabela 15: Número absoluto e porcentagem de indivíduos de *Sotalia guianensis* de cada área de estudo avistados uma única vez no local de estudo e em toda área de estudo.

Local	Transientes do local	Transientes da área de estudo
TAB	23 (59%)	10 (26%)
PIP	23 (40%)	9 (16%)
LG	8 (50%)	0
BF	28 (37%)	24 (32%)
TA	-	43 (32%)

Para Tabatinga a porcentagem da proporção de transientes de toda a área de estudo (indivíduos avistados uma única vez e não avistados mais em nenhuma das outras áreas) é

pouco menor que a metade do valor dos indivíduos transientes só para este local (indivíduos vistos apenas uma vez em Tabatinga, mas avistados pelo menos mais uma vez em outro local). Para Pipa o valor também é um pouco menor que a metade. Na Lagoa de Guaraíras não foram detectados transientes para toda área de estudo, ou seja, todos os indivíduos vistos neste local também foram vistos em outras localidades. Já em Baía Formosa os valores não mudaram muito, ou seja, a maior parte dos transientes para este local também foram transientes de toda a área de estudo.

Nas tabelas que seguem (tabelas 16, 17, 18) os indivíduos transientes de toda área de estudo estão especificados, de acordo com área e ocasião amostral em que foram avistados, além dos respectivos códigos destes indivíduos.

Tabela 16: Indivíduos de *Sotalia guianensis* avistados uma única vez durante o estudo encontrados em Tabatinga (indivíduos transientes) para cada ocasião amostral, com seus respectivos códigos de identificação.

<i>Ocasião amostral</i>	<i>Código Indivíduos transientes</i>	<i>Total de indivíduos transientes</i>
10/03/08	0	0
17/03/08	B1,D13,G4 e G5	4
27/03/08	D26	1
10/04/08	B17,D81,D82 e D83	4
02/06/08	G16	1
29/10/08	0	0
23/12/08	0	0
14/01/09	0	0
31/01/09	0	0
10/02/09	0	0
20/03/09	0	0

Tabela 17 : Indivíduos de *Sotalia guianensis* avistados uma única vez durante o estudo encontrados em Pipa (indivíduos transientes) para cada ocasião amostral, com seus respectivos códigos de identificação.

Ocasião amostral	Código Indivíduos transientes	Total de indivíduos transientes
11/03/08	0	0
18/03/08	0	0
02/04/08	0	0
09/04/08	D80	1
16/04/08	0	0
01/05/08	0	0
05/06/08	A6,B8,D45,D46,D47,G20	6
14/07/08	0	0
27/10/08	0	0
18/12/08	0	0
15/01/09	0	0
03/02/09	A13,G28	2
20/02/09	0	0
18/03/09	0	0

Tabela 18: Indivíduos de *Sotalia guianensis* avistados uma única vez durante o estudo encontrados em Baía Formosa (indivíduos transientes) para cada ocasião amostral, com seus respectivos códigos de identificação.

Ocasião amostral	Código Indivíduos transientes	Total de indivíduos transientes
13/03/08	0	0
19/03/08	0	0
03/04/08	0	0
17/04/08	0	0
10/06/08	D48,D49,D61,G21,G29	5
28/10/08	B11,C2,D53,D78,F5	5
22/12/08	D58	1
23/01/09	D65,D68,D69,D70,D79,G26	6
02/02/09	D72,D73,D74,E5	4
11/02/09	D76	1
19/03/09	0	0

Nestas tabelas é possível observar que a maior parte dos transientes da área de estudo foram grupos de animais (e não indivíduos solitários) que estiveram no local em algumas poucas ocasiões amostrais como no caso de Tabatinga (4 ocasiões das 11) e Pipa (3 das 14) . Já em Baía Formosa os grupos transientes estiveram em um maior número de ocasiões amostrais (6 de 11), já que os transientes de Baía Formosa são na maior parte transientes de toda área de estudo. Apesar de ocorrerem ocasiões onde grupos inteiros foram detectados como transientes, também ocorreram ocasiões onde um único indivíduo foi considerado transiente. Estes indivíduos são aqueles que não foram mais observados ao longo do estudo após a primeira avistagem, apesar de outros membros do grupo o qual este indivíduo se encontrava terem sido avistados novamente.

Distribuição

O total de esforço para o estudo da distribuição dos animais nas áreas amostradas encontra-se na Tabela 19. O esforço foi conduzido de maneira semelhante aos dias de coleta com foto-identificação, que também foi incluído no esforço total. Na tabela 20 encontram-se os valores do total de encontros, a média do número de encontros, o total de animais avistados e a média do número de animais avistados entre as ocasiões amostrais em cada área de estudo.

Tabela 19: Total de horas do esforço total e esforço efetivo de coleta de dados para estudo de distribuição de *Sotalia guianensis* em cada área de estudo. (TAB = Tabatinga, PIP = Pipa, LG = Lagoa de Guaraíras e BF = Baía Formosa).

Local	Esforço total	Esforço Efetivo
TAB	147h	51h34min (35%)
PIP	147h	69h12min (47%)
LG	161h	16h45min (10%)
BF	140h	58h10min (41%)
<i>Total</i>	595h	196h11min (33%)

Tabela 20: Total e média do número de encontros e total e média do número de indivíduos entre as ocasiões amostrais de *Sotalia guianensis* para cada área de estudo durante o período de coleta de dados de distribuição.

Local	No. Total Encontros	Média No. Encontros	No. Total Animais	Média Animais
TAB	104	4,9	575	27,3
PIP	155	7,3	863	41
LG	31	1,3	115	5
BF	137	6,8	951	47,5
<i>Total</i>	427	5	2504	30,2

A plotagem dos pontos representando os encontros registrados para cada área de estudo está representada nos mapas das figuras 14, 15, 16 e 17. Foi utilizada a posição geográfica registrada na primeira aproximação do grupo de botos, no início do encontro. A Figura 14 ilustra a distribuição dos grupos em Tabatinga.

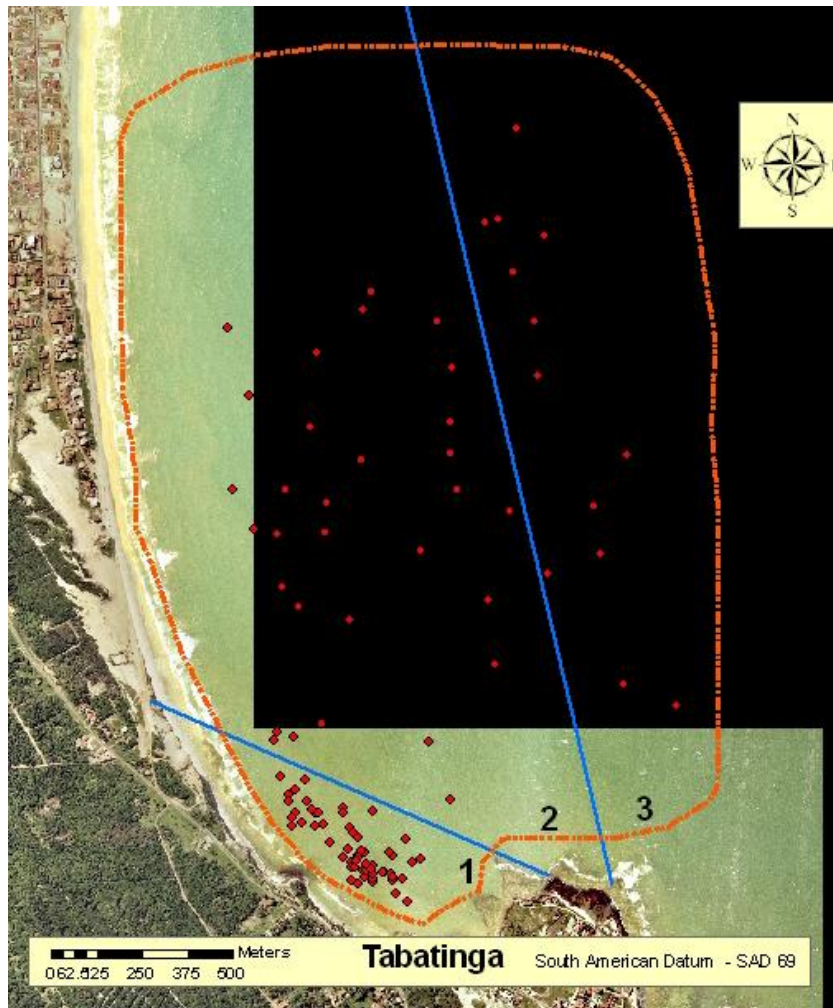


Figura 14: Mapa da Barra da Tabatinga, município de Nísea Floresta. Os pontos correspondem as avistagens de grupos de *Sotalia guianensis*. Os números indicam os respectivos setores. A área pontilhada indica a área total amostrada.

A área total amostrada foi de cerca de 3,3 Km² em Tabatinga. A análise da imagem mostra que os animais concentraram-se no setor 1 do mapa. Do total de 104 encontros, 64 (62%) foram neste setor. Os grupos podem também ser vistos fora da baía abrigada distribuindo-se mais ao norte ao longo na Praia de Búzios, onde os animais são encontrados em áreas um pouco mais distante da linha de costa. Foram 26 avistagens neste setor 2, compondo 25 % do total. O número de avistagens foi bem menor no setor 3, que fica na área mais distante da costa (cerca de 1 Km). Foram apenas 14 avistagens neste setor, o equivalente a 13% do total de encontros.

Na Figura 15 está ilustrado o mapa de Pipa com os pontos referentes às avistagens realizadas para o local. Apesar do total da amostragem ser de 154 encontros, em 7 deles não foi possível

fazer o registro da posição geográfica, e destes, em 4 não foi possível especificar o setor na qual os encontros ocorreram. Desta maneira, o total de pontos registrados no mapa foi de 147 avistagens, e o total amostral das estatísticas com relação à distribuição dos setores foi de 150 encontros. A área coberta em Pipa foi maior, cerca de 6 Km². Em Pipa são encontradas duas enseadas onde os animais se concentram: a Enseada do Curral (EC) e a Enseada do Madeiro (EM). As duas enseadas correspondem ao setor 1, na EM o total foi de 60 encontros (40%) e na EC foi de 30 encontros (20%). O total para o setor 1 de Pipa, incluindo as duas enseadas, foi de 90 avistagens, correspondendo a 60% do total de avistagens.

Além dos animais serem encontrados nas enseadas, também se distribuíram em áreas mais distantes ao redor delas. No setor 2, que está demarcado a partir de cerca de 30 a 40 metros da linha de costa em frente às enseadas, houve uma concentração da ocorrência dos grupos. Foram 43 encontros, correspondendo a 28 % do total. O setor 3, correspondente a área mais distante da costa e fora do embaiamento da região (cerca de 1,5 a 2 Km das praias), foi o setor de menor número de avistagens, totalizando 18 encontros, 12% do total.

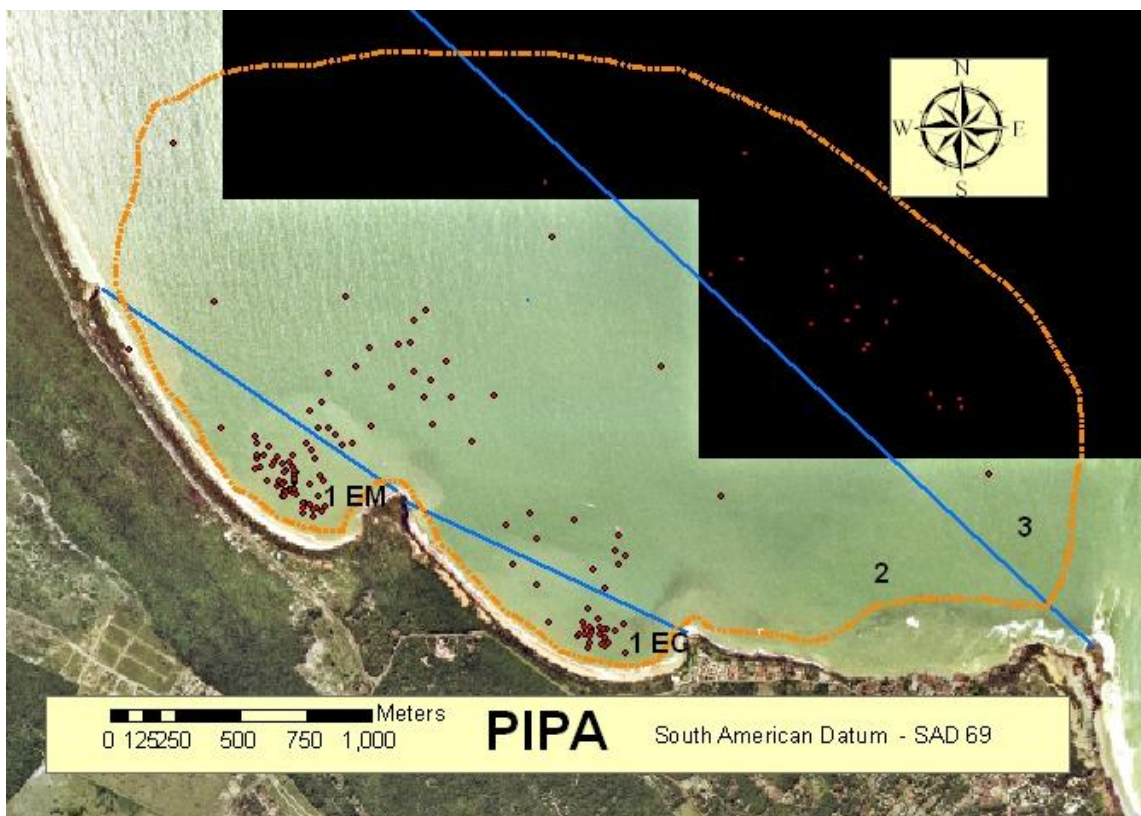


Figura 15: Mapa de Pipa, município de Tibau do Sul. Os pontos correspondem as avistagens de grupos de *Sotalia guianensis*. Os números indicam os respectivos setores. A área pontilhada indica a área total amostrada. EC = Enseada do Curral, EM = Enseada do Madeiro.

Na Lagoa de Guaraíras, 5 Km ao norte de Pipa, também foi encontrado uso freqüente das áreas dentro da lagoa, na desembocadura e nas águas adjacentes, como ilustra a Figura 16. No entanto, diferente das outras áreas, onde em todas as saídas de campo foram encontrados grupos de boto-cinza, a utilização da Lagoa de Guaraíras pelos botos foi mais irregular: do total de 23 saídas em apenas 15 delas (65%) foi constatada a presença dos botos. O total da área coberta foi cerca de 3 Km². As porções mais interiores não foram amostradas, devido à dificuldade de navegação nas águas muito rasas. No entanto, informações de nativos e pescadores da região sugerem que os botos não adentram nestas porções mais interiores da lagoa. No total de 31 avistagens na Lagoa, 6 (19%) delas foram no setor 1, a porção mais interior. Na desembocadura, o setor 2, foram 12 avistagens (39%). Na setor 3, na parte externa, o total foi de 13 avistagens, correspondendo a 42% do total da amostragem.

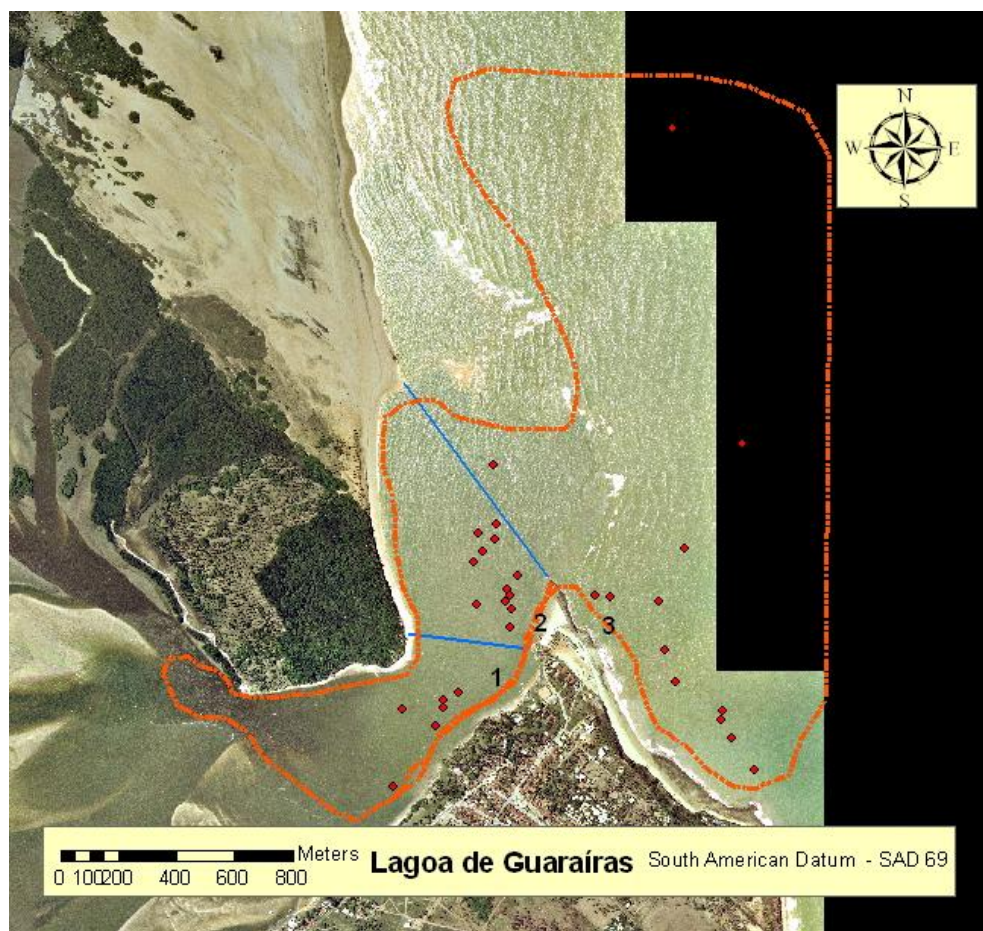


Figura 16: Mapa da Lagoa de Guaraíras, município de Tibau do Sul. Os pontos correspondem as avistagens de grupos de *Sotalia guianensis*. Os números indicam os respectivos setores. A área pontilhada indica a área total amostrada.

Na Figura 17 está ilustrado o mapa de Baía Formosa. A área total amostrada foi de aproximadamente 10 Km², a maior entre todas as áreas. O padrão de distribuição dos animais

é diferente das outras áreas de praia. Em Baía Formosa também existe uma concentração de avistamentos na baía protegida na porção sul, onde estão os paredões formados pelas falésias (setor 1), mas a proporção de avistamentos neste setor foi baixa. Foram, no total, 137 encontros, sendo apenas 30 deles no setor 1 (22%). No setor 2 foram 37 avistagens (27%). Existe um pequeno trecho de linha de costa neste setor, no promontório entre os setores 1 e 3, com uma pequena praia. Porém os animais não se aproximaram da costa nesta praia. As avistagens neste setor foram em distâncias maiores que 300m da praia. Já no setor 3 ocorreu o maior número de avistamentos, 70 no total, correspondendo a 51% das avistagens realizadas em Baía Formosa.

Como pode ser visto na figura, a maior parte das avistagens foram feitas em áreas mais abertas (setor 3), em frente a Praia do Pontal, uma pequena praia com areia e rochas, como também em frente à porção norte da praia adjacente, conhecida como Praia de Fora.

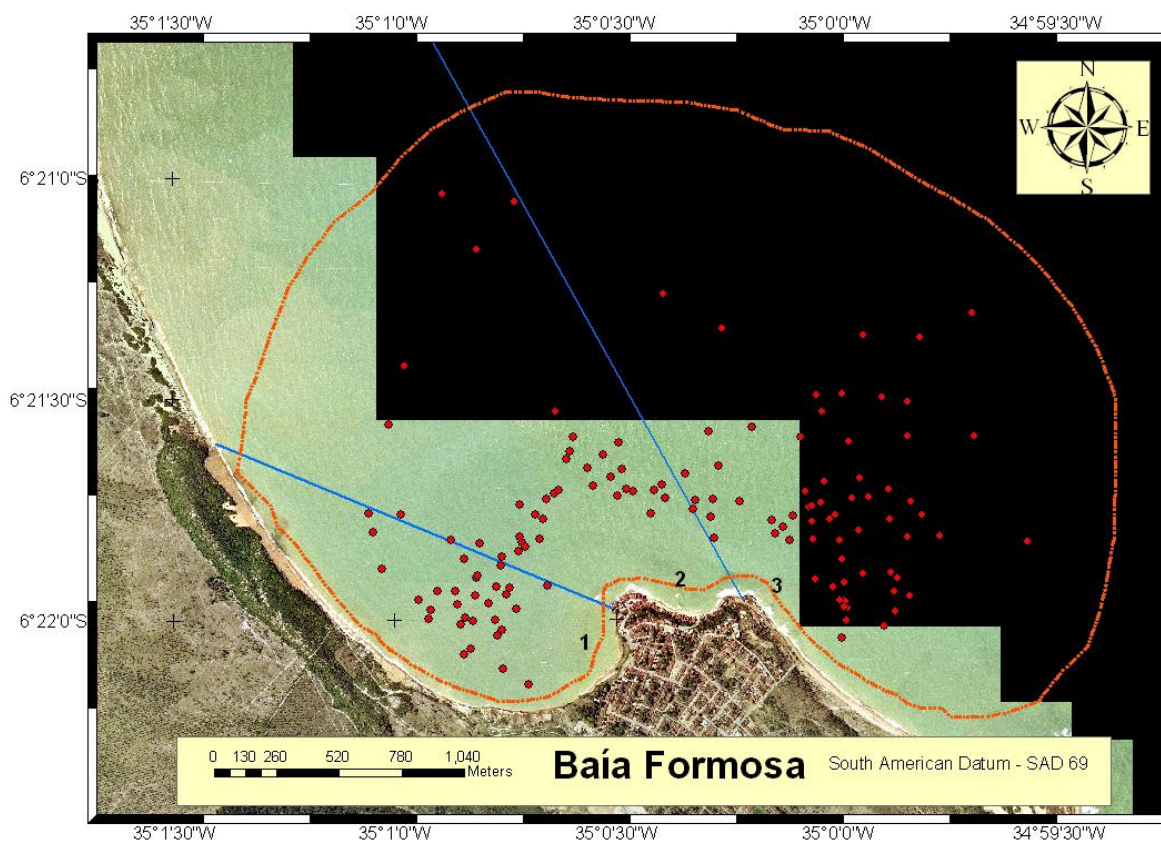


Figura 17: Mapa de Baía Formosa, município de Baía Formosa. Os pontos correspondem as avistagens de grupos de *Sotalia guianensis*. Os números indicam os respectivos setores. A área pontilhada indica a área total amostrada.

Padrão de agrupamento, comportamento e uso da área

Relação uso da área x tamanho de grupo

Em Tabatinga o tamanho médio dos grupos encontrado foi de 5.5 indivíduos. A mediana e moda observada foi de 5 indivíduos (Erro Padrão = 0.30).

Na tabela 21 estão os valores da média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupo encontrado nos diferentes setores de Tabatinga. O erro padrão foi progressivamente mais alto no setor 3, comparado aos setores 1 e 2.

Tabela 21: Média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* nos diferentes setores de Tabatinga (n= 104).

Tabatinga	Setor 1	Setor 2	Setor 3
Média	5.13	6	6.07
Mediana	5	5	4
Moda	5	7	3
Erro Padrão	0.29	0.64	1.27

Não houve diferenças no tamanho de grupo em relação ao setor utilizado pelos animais. (Kruskal Wallis: H=1.092 N=104 GL=2 p=0.579) (Fig. 18).

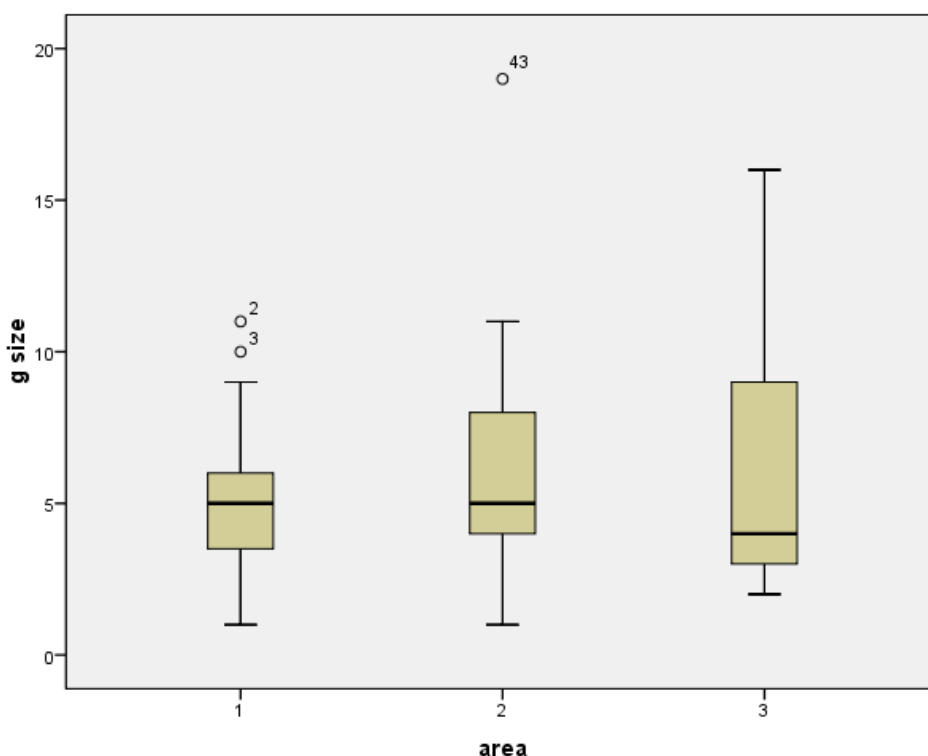


Figura 18: Box - plot da relação tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* entre os diferentes setores de Tabatinga.

Em Pipa o tamanho médio de grupo encontrado foi 5.5. A mediana foi de 4 indivíduos e a moda observada foi de 3 indivíduos (Erro Padrão = 0.33). Na tabela 22 estão os valores da média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupos encontrados nos diferentes setores de Pipa. O erro padrão foi progressivamente mais alto do setor 1 comparado aos setores 2 e 3.

Tabela 22: Média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* nos diferentes setores de Pipa (n = 150).

Pipa	Setor 1	Setor 2	Setor 3
Média	5.18	5.67	7.72
Mediana	4	4	6
Moda	3	4	6
Erro Padrão	0.35	0.63	1.61

Não houve diferenças no tamanho de grupo em relação ao setor utilizado pelos animais, considerando os 3 setores (Kruskal Wallis: $H=2.342$ $N=150$ $GL=2$ $p=0.310$). Na figura 19 está o box-plot de Pipa para a relação tamanho de grupo entre os diferentes setores de Pipa.

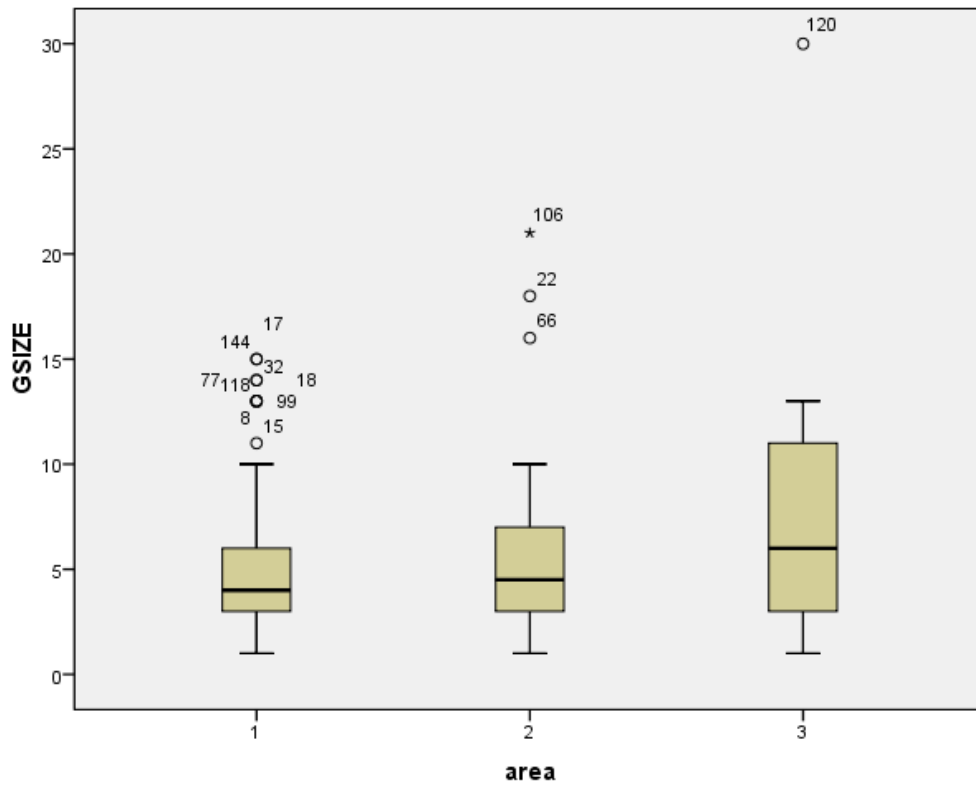


Figura 19: Box - plot da relação tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* entre os diferentes setores de Pipa.

Na Lagoa de Guaraíras foi encontrado um tamanho médio de grupo de 3.7 indivíduos. A mediana foi de 3 indivíduos e a moda observada foi 2 indivíduos (Erro Padrão = 0,52). Na tabela 23 estão os valores da média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupo encontrado nos diferentes setores da Lagoa de Guaraíras. O erro padrão foi alto no setor 3 comparado aos outros setores.

Tabela 23: Média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* nos diferentes setores da Lagoa de Guaraíras (n = 31).

Lagoa de Guaraíras	Setor 1	Setor 2	Setor 3
Média	2.16	2.5	5.53
Mediana	2	2.5	7
Moda	2	1	6
Erro Padrão	0.40	0.33	1.02

Quando comparado o tamanho de grupo entre os 3 setores não houve diferença significativa (Kruskal Wallis: $H=5.504$ $N=31$ $GL=2$ $p=0.064$).

No entanto, quando os setores 1 e 2 foram agrupados em um único setor, correspondendo às águas mais interiores e à desembocadura, e comparado com o setor 3 (área externa), foi encontrada uma diferença significativa no tamanho dos grupos (Mann-Whitney: $U = 60.5$ $Z(U) = -2.306$ $N=31$ $p= 0.021$), sendo os grupos maiores no setor 3, fora da Lagoa de Guaraíras. O tamanho médio dos grupos dentro da Lagoa (setores 1 e 2) foi 2.38, sendo a mediana e moda observada 2 (Erro Padrão = 0.25) e fora da lagoa (setor 3) o tamanho médio do grupo foi 5.53 indivíduos, com mediana no valor de 6 e moda 7 (EP = 1.02). O box-plot está na Figura 20.

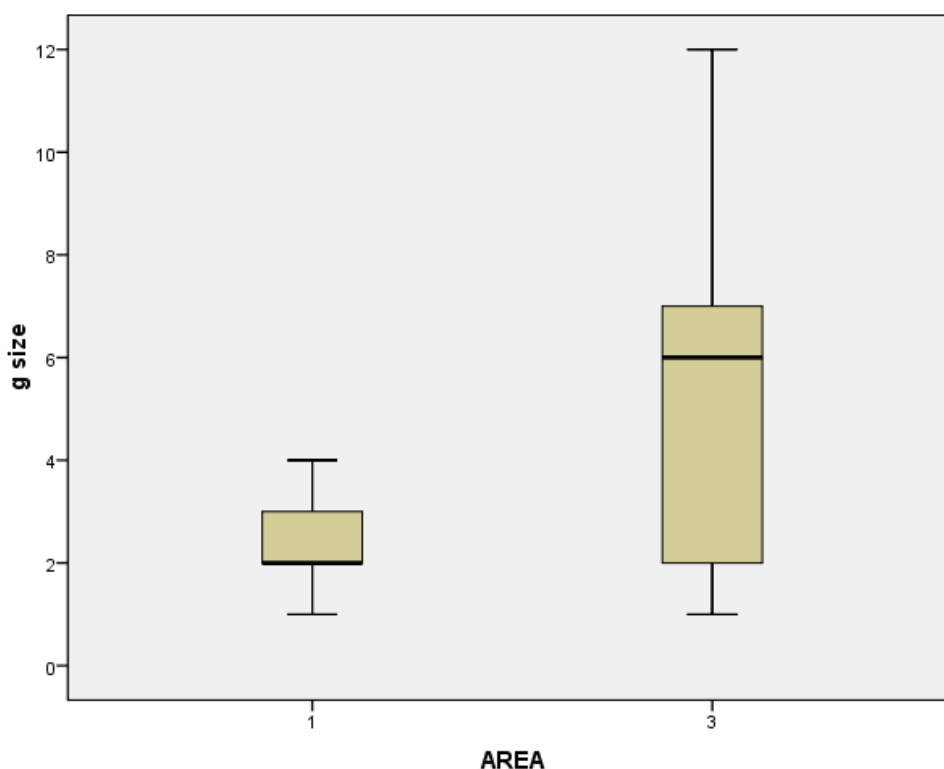


Figura 20: Box - plot da relação tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* dos setores que representam áreas internas e desembocadura da Lagoa de Guaraíras (1) e o setor externo (3).

Em Baía Formosa o tamanho médio dos grupos encontrados foi de 6.9 indivíduos. A mediana foi de 5 indivíduos e a moda observada foi 4 indivíduos (Erro Padrão = 0,41).

Na Tabela 24 estão os valores da média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupo encontrado nos diferentes setores de Baía Formosa. O erro padrão entre os diferentes setores não tiveram valores muito discrepantes.

Tabela 24: Média, mediana, moda e erro padrão para o tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* nos diferentes setores de Baía Formosa (n=137).

Baía Formosa	Setor 1	Setor 2	Setor 3
Média	5.23	6.37	7.97
Mediana	4	5	6
Moda	2	4	4
Erro Padrão	0.63	0.79	0.62

Foi encontrada diferença significativa no tamanho de grupo entre os diferentes setores de Baía Formosa (Kruskal Wallis: $H=8.642$ $N=137$ $GL=2$ $p=0.015$) (Figura 21). A diferença foi maior no setor 3 com relação aos demais. Quando os setores 1 e 2 são agrupados e comparados ao setor 3, a diferença é significativa (Mann-Whitney: $U =1782$ $Z(U) = -2.301$ $N=136$ $p=0.021$). O tamanho médio dos grupos no conjunto dos setores 1 e 2 foi 5.86, a mediana 5 e moda 4 (Erro Padrão = 0.52) e no setor 3 o tamanho médio do grupo foi 7.97 indivíduos, mediana 6 e a moda foi de 4 indivíduos (Erro Padrão= 0.62).

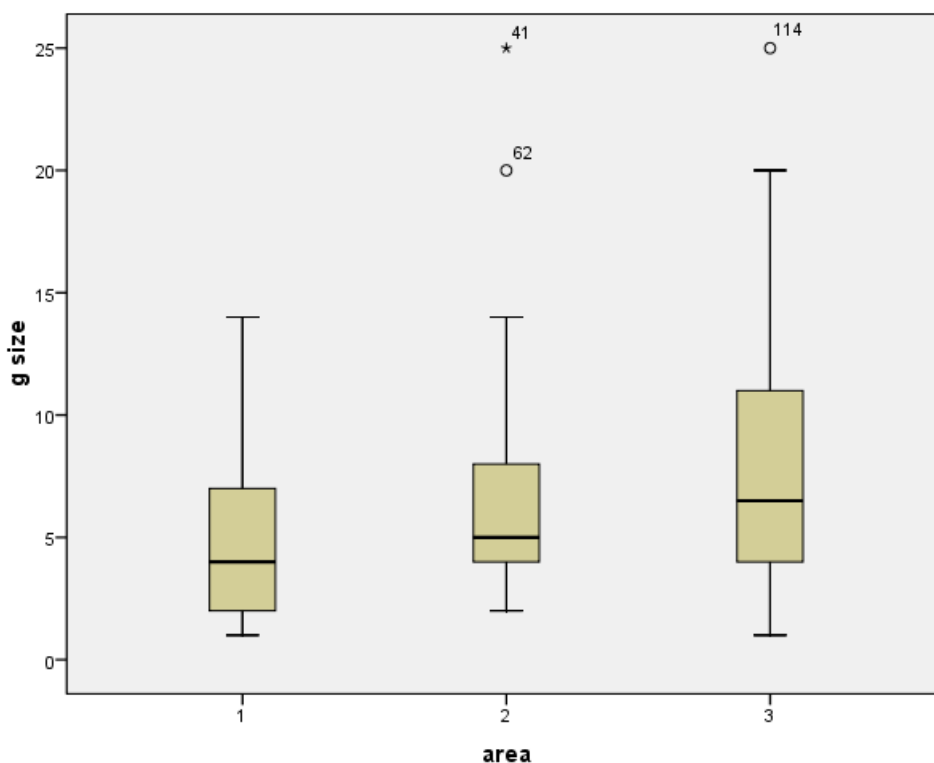


Figura 21: Box-plot da relação tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* entre os diferentes setores de Baía Formosa.

O teste de todas as áreas em conjunto foi feito para as áreas de praia (Tabatinga, Pipa e Baía Formosa) e o valor das diferenças encontradas foi significativo (Kruskal Wallis: $H=13.845$ $N=391$ $GL=2$ $p=0.001$). Os grupos maiores são encontrados no setor 3 em relação aos setores 1 e 2 das áreas de estudo (Fig. 22).

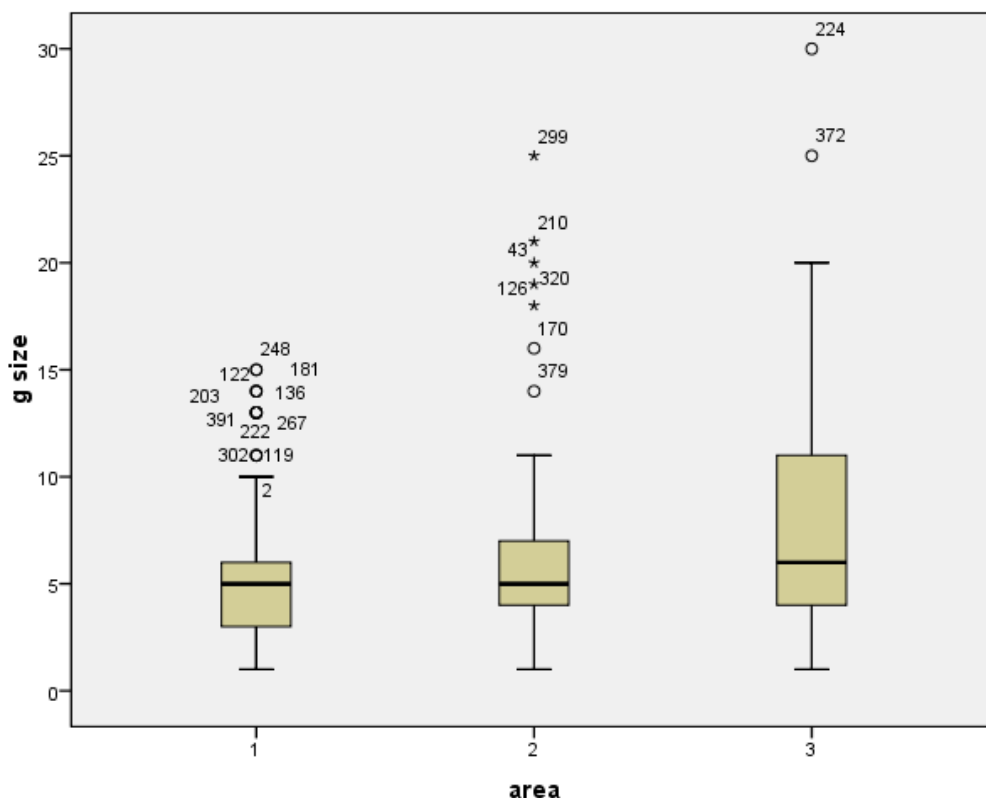


Figura 22: Box-plot da relação tamanho de grupo de *Sotalia guianensis* entre os diferentes setores de todas as áreas.

Relação uso da área x comportamento

Em Tabatinga 44% dos comportamentos observados foram forrageio, enquanto 27% foi deslocamento, 5% socialização, 14% não puderam ser identificados e 9% foram classificados como comportamentos mistos. Dos comportamentos mistos a maior parte (cerca de 90%) foi forrageio e socialização. Na Figura 23 está representado o histograma com a frequência total e frequência para cada setor dos comportamentos observados em Tabatinga. Não foram encontradas diferenças entre a frequência dos comportamentos nos 3 setores de Tabatinga ($\chi^2 = 8.932$, $N=89$, $GL=6$ $P= 0.177$). No entanto, quando o setor 1 é comparado com o conjunto setor 2 e 3, a diferença é significativa ($\chi^2 = 9.388$, $N=91$, $GL=3$ $P= 0.025$). Houve maior frequência do que o esperado de forrageio no setor 1 e menor que o esperado nos conjuntos dos setores 2 e 3.

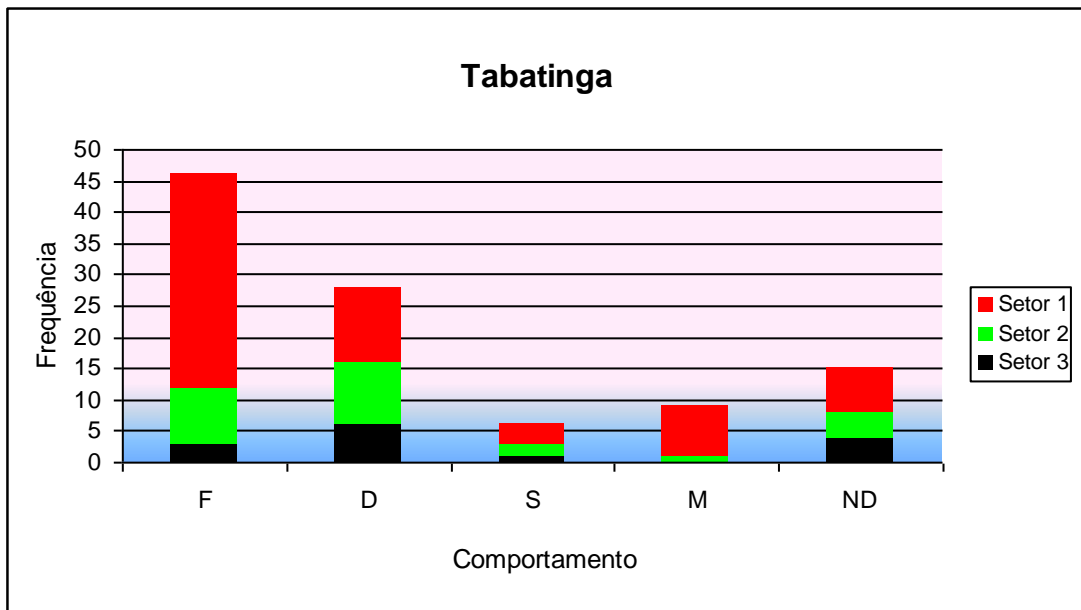


Figura 23: Frequência total e frequência por setor dos comportamentos observados de *Sotalia guianensis* em Tabatinga. (D = Deslocamento, F = Forrageio, S = Socialização, M = Misto e ND= Não Disponível).

Em Pipa, das 154 avistagens 57% foram de grupos em comportamento de forrageio, 20% foram deslocamento, 8% socialização, 7% não puderam ser identificados e 8% foram considerados comportamentos mistos, sendo cerca de $\frac{3}{4}$ destes comportamentos envolvendo forrageio.

Na Figura 24 está representado o histograma com a frequência total e frequência para cada setor dos comportamentos observados em Pipa (n=150).

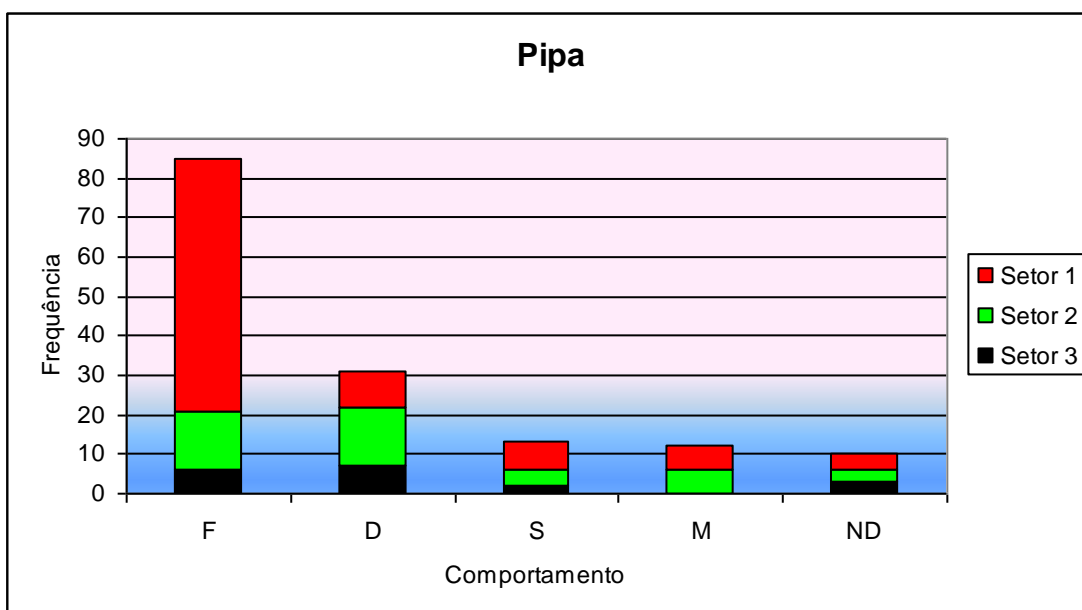


Figura 24: Frequência total e frequência por setor dos comportamentos observados de *Sotalia guianensis* em Pipa. (D = Deslocamento, F = Forrageio, S = Socialização, M = Misto e ND= Não Disponível).

Foram encontradas diferenças entre a frequência dos comportamentos nos 3 setores de Pipa. ($\chi^2 = 24.073$, N=140, GL=6 p=0.032). Foi observada maior frequência de forrageio e menor frequência de deslocamento do que o esperado no setor 1. No setor 2 ocorreu o inverso, foi verificada uma tendência a menos forrageio e mais deslocamento do que o esperado. No setor 3 os animais apresentaram comportamento em frequência semelhante a esperada.

No setor 1 de Pipa foi observada maior frequência de forrageio na Enseada do Curral do que na Enseada do Madeiro. Cerca de 90% dos comportamentos da Enseada do Curral foram forrageio ou comportamentos mistos envolvendo forrageio. Na Enseada do Madeiro o valor foi de cerca de 70 % de comportamentos envolvendo forrageio. Comportamentos envolvendo socialização tiveram frequências semelhantes.

Na Lagoa de Guaráiras, 68% dos comportamentos observados foram forrageio, 19% deslocamento, 6,5% não puderam ser identificados e 6,5% foram classificados como comportamentos mistos, todos envolvendo forrageio. Não houve encontros de grupos unicamente socializando, mas apenas em comportamento misto de forrageio e socialização.

Na figura 25 está representado o histograma com a frequência total e frequência para cada setor dos comportamentos observados na Lagoa de Guaráiras.

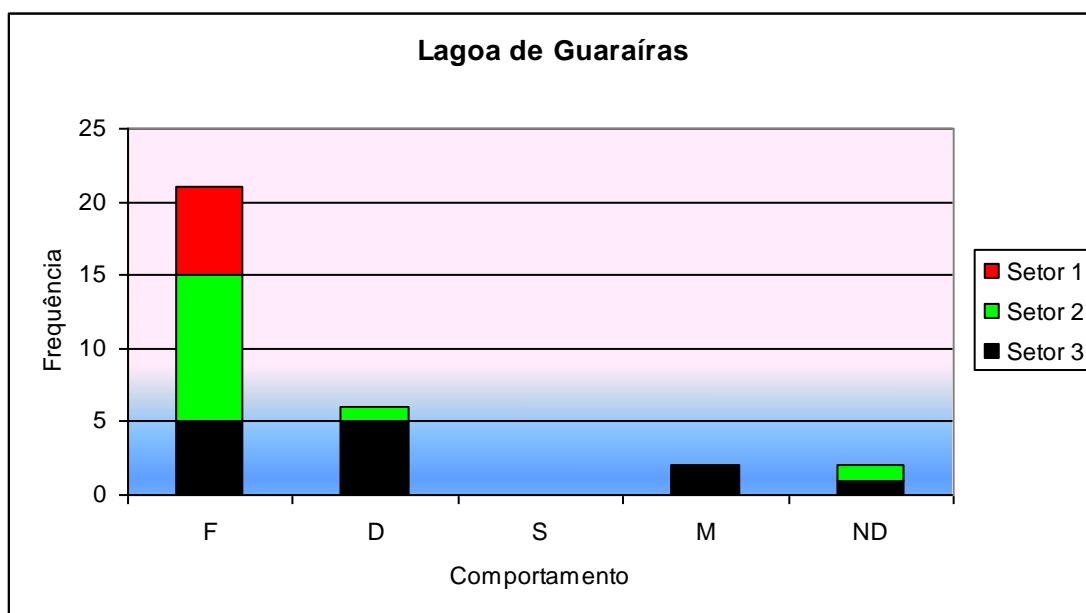


Figura 25: Frequência total e frequência por setor dos comportamentos observados de *Sotalia guianensis* na Lagoa de Guaraiás. (D = Deslocamento, F = Forrageio, S = Socialização, M = Misto e ND= Não Disponível)

Na comparação entre os setores da Lagoa, os setores 1 e 2 foram unidos em um único setor que inclui as águas interiores e desembocadura e comparado com o setor 3. Foi verificada diferença significativa entre os dois setores ($\chi^2=9.860$, $N=29$, $GL=2$ $p=0.007$). O forrageio foi acima do esperado no conjunto setores 1 e 2, e abaixo do esperado no setor 3. De fato, em apenas dois encontros do setor 2 (desembocadura) não ocorreu forrageio, enquanto que no restante dos encontros dos setores 1 e 2 os animais estavam envolvidos em atividade de forrageio.

Em Baía Formosa, 40% dos comportamentos observados foram forrageio, 26% foi deslocamento, 4% socialização, 15% não puderam ser identificados e 15% foram classificados como comportamentos mistos, sendo que mais de $\frac{3}{4}$ dos comportamentos envolveram forrageio.

Na Figura 26 está representado o histograma com a frequência total e frequência para cada setor dos comportamentos observados em Baía Formosa.

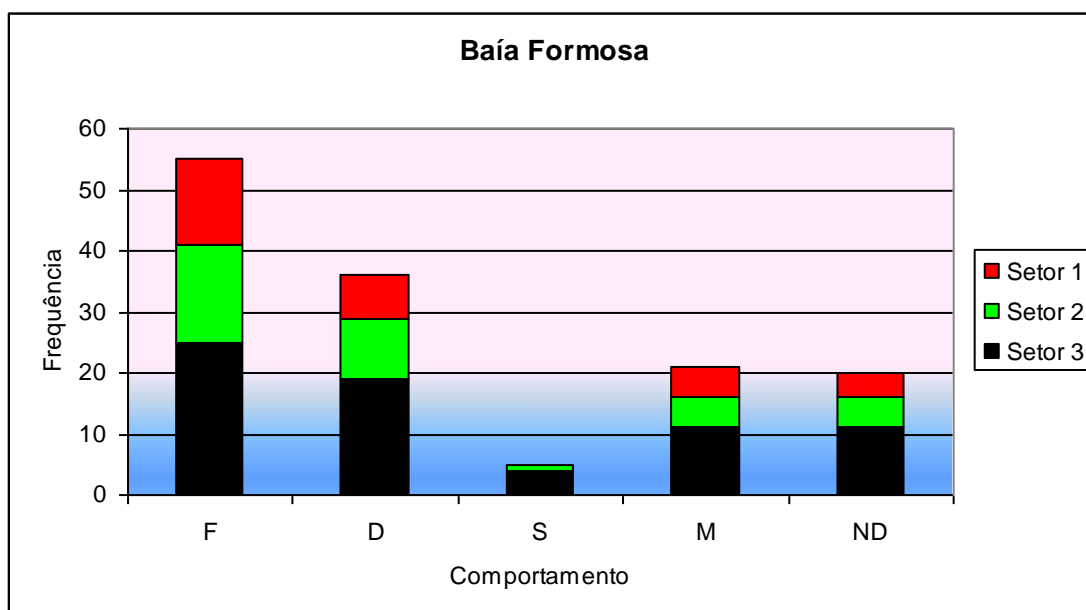


Figura 26: Frequência total e frequência por setor dos comportamentos observados de *Sotalia guianensis* em Baía Formosa. (D = Deslocamento, F = Forrageio, S = Socialização, M = Misto e ND= Não Disponível)

Não foi encontrada diferença significativa na frequência dos comportamentos entre os diferentes setores de Baía Formosa ($\chi^2=2.969$, N=117, GL=6 p=0.813).

Quando consideradas todas as áreas de praia nesta extensão de 40km de litoral, a diferença na frequência dos comportamentos foi significativa entre os diferentes setores ($\chi^2=23.564$, N=346, GL=6 p=0.001). O forrageio ocorreu com frequência maior do que a esperada e o deslocamento menor do que o esperado no setor 1. Nos setores 2 e 3 houve uma tendência ao inverso, deslocamento maior do que o esperado e forrageio menor do que o esperado. O histograma representando a frequência dos comportamentos nos diferentes setores de todas as áreas em conjunto está na Figura 27.

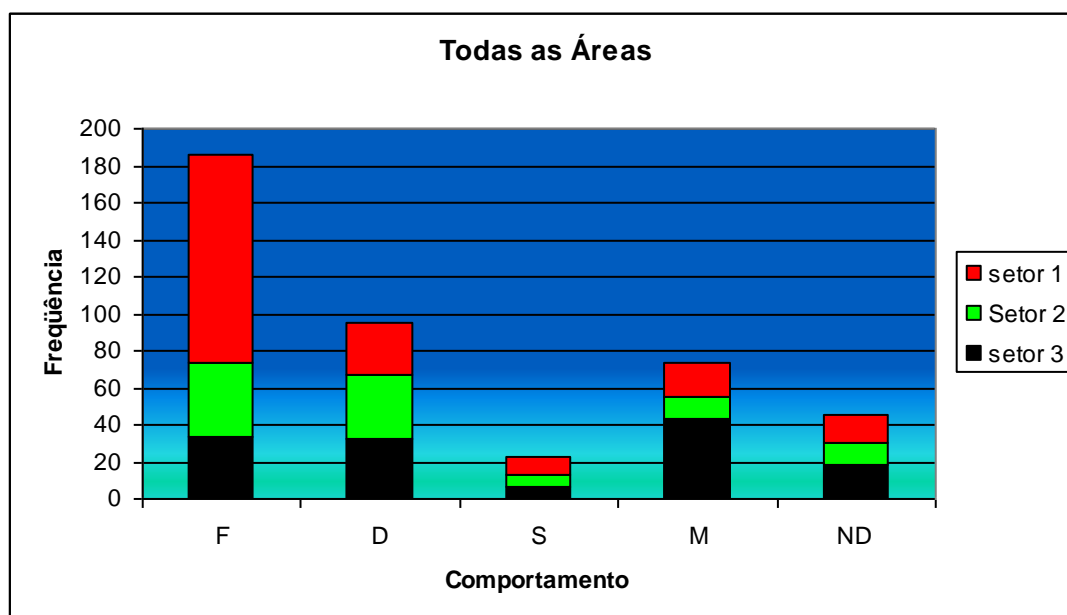


Figura 27: Frequência total e frequência por setor dos comportamentos observados de *Sotalia guianensis* para todas as áreas (D = Deslocamento, F = Forrageio, S = Socialização, M = Misto e ND= Não Disponível).

Presença de Imaturos e uso da área

Em Tabatinga houve relação entre os três setores e a presença de imaturos foi significativa, ($\chi^2=22.398$, $N=91$, $GL=2$ $p<0.001$). As diferenças foram no setor 1, onde foi encontrada maior presença de imaturos do que o esperado, e no setor 3 onde ocorreu menor presença de imaturos do que o esperado.

Em Pipa foram encontradas diferenças significativas na presença de imaturos nos 3 setores ($\chi^2=16.747$, $N=150$, $GL=2$ $p<0.001$). As diferenças foram no setor 1, onde foi encontrada maior presença de imaturos do que o esperado, e no setor 3 onde ocorreu menor presença de imaturos do que o esperado.

Este padrão é invertido para as outras duas áreas. Na Lagoa de Guaraíras foi comparado o setor 1 e 2 em conjunto com o setor 3, e foi encontrada diferença significativa ($\chi^2=7.180$, $N=29$, $GL=1$ $p=0.007$). Ocorreu a maior presença de imaturos no setor 3 do que no conjunto setor 1 e 2. De fato, poucas avistagens de imaturos foram feitas dentro da lagoa e apenas na desembocadura (setor 2), nenhum imaturo foi avistado no setor 1.

Em Baía Formosa houve diferença na presença de imaturos entre os setores ($\chi^2=7116$, N=124, GL=2 p=0.028). Houve uma tendência a maior presença de imaturos nos encontros do setor 3; nos setores 1 e 2 a presença de imaturos ficou dentro da esperada.

Entretanto, no conjunto de todas as áreas de praia foi verificada diferença na presença de imaturos em relação aos setores ($\chi^2=12.457$, N=362, GL=2 p=0.002). As diferenças foram no setor 1 com maior presença de imaturos do que o esperado e, no setor 3, uma tendência a menor presença de imaturos do que o esperado.

Relação Uso da área x Período do dia

Em Tabatinga houve diferença na presença dos animais a depender do período do dia ($\chi^2=6432$ N=104, GL=2 p=0.040). A tendência foi do uso do setor 1 no período da tarde, nos outros setores os valores foram dentro do esperado. No restante das áreas não houve diferença significativa na presença dos grupos de botos nos diferentes setores em relação ao período do dia: Pipa ($\chi^2=0.55$, N=150, GL=2 p=0.973), Lagoa de Guaraíras ($\chi^2=3270$, N=31, GL=2 p=0.071) e Baía Formosa ($\chi^2=0.609$, N=137, GL=2 p=0.737), assim como no conjunto de todas as áreas de praia ($\chi^2=1.887$, N=391, GL=2 p=0.389). Os animais parecem usar todos os setores independente do período do dia. Apenas na Lagoa de Guaraíras, onde os setores 1 e 2 foram agrupados, o resultado é marginalmente significativo com os animais tendendo a usar mais o setor 3 de manhã e o conjunto setor 1 e 2 na tarde.

Relação comportamento e tamanho de grupo

Em Tabatinga a comparação entre os diferentes comportamentos registrados e o tamanho de grupo foi significativa (Kruskal Wallis: H=8.345 N=89 GL=3 p=0.039). (Fig. 28).

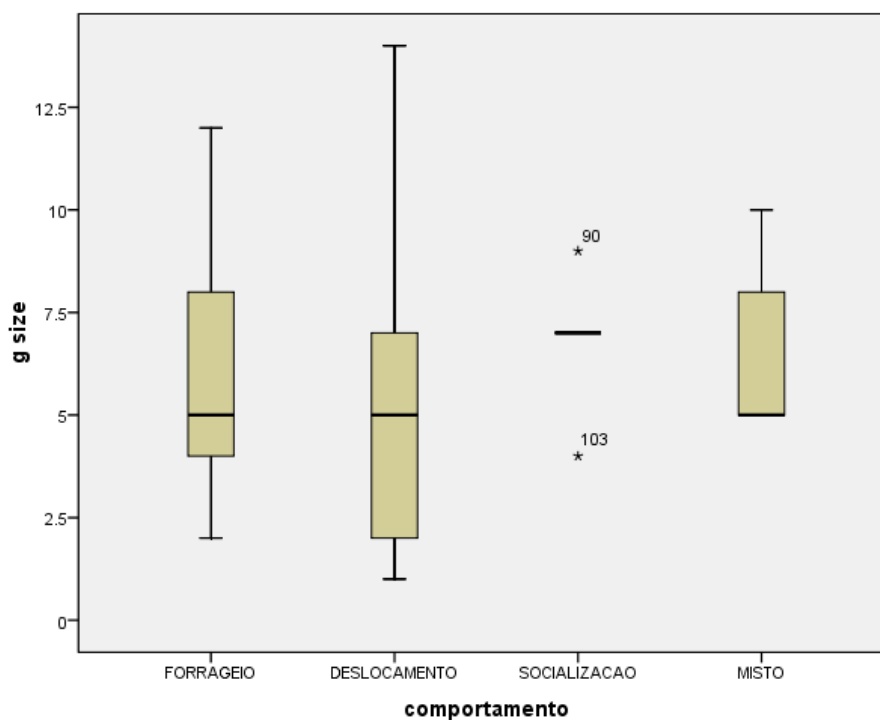


Figura 28: Box-plot da relação tamanho de grupo e comportamento de *Sotalia guianensis* em Tabatinga.

Quando comparados dois a dois os comportamentos, foi encontrada diferença significativa apenas na comparação entre deslocamento e socialização (Mann-Whitney: $U = 38.000$ $Z(U) = -2.107$ $N=34$ $p=0.035$), com grupos maiores em socialização.

Em Pipa a comparação entre os diferentes comportamentos registrados e o tamanho de grupo foi significativa (Kruskal Wallis: $H=8.393$ $N=143$ $GL=2$ $p=0.039$) (Figura 29).

Na comparação dois a dois foi verificada diferença significativa entre forrageio e socialização (Mann-Whitney: $U = 281.000$ $Z(U) = -2.980$ $N=101$ $p=0.003$) e entre deslocamento e socialização (Mann-Whitney: $U = 125.000$ $Z(U) = -1.860$ $N=43$ $p=0.066$). Os grupos em comportamento de socialização são maiores que os grupos de forrageio e deslocamento. Não houve diferença entre grupos em forrageio e grupos em deslocamento.

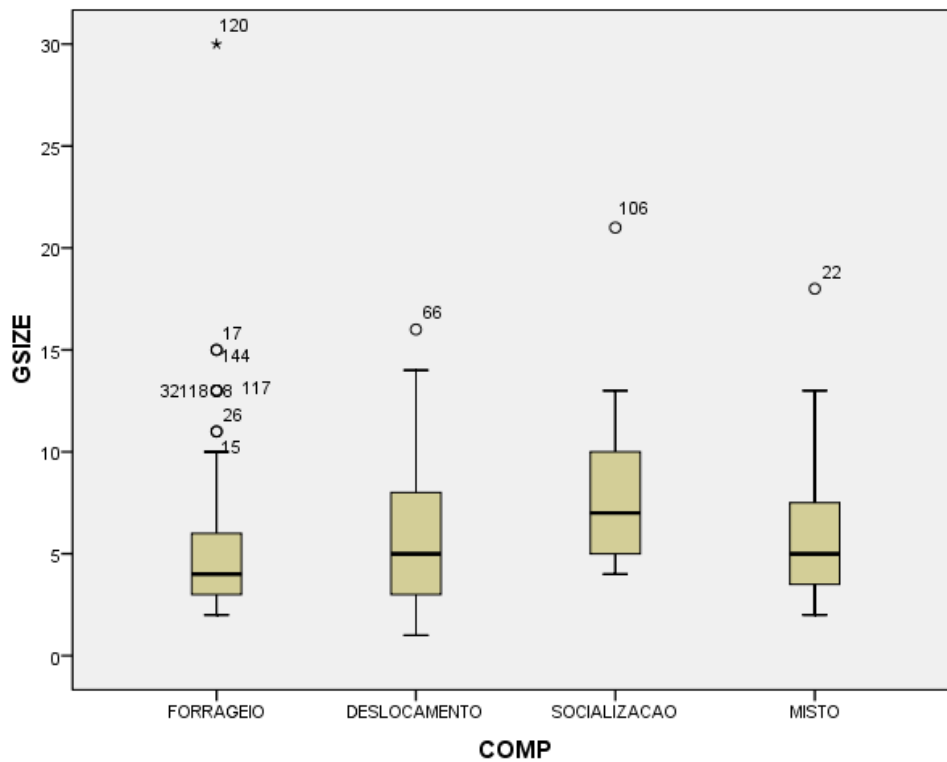


Figura 29 : Box – plot da relação tamanho de grupo e comportamento de *Sotalia guianensis* em Pipa.

Na Lagoa de Guarairás não houve diferença entre os comportamentos apresentados e o tamanho dos grupos (Kruskal Wallis: $H=4.093$ $N=29$ $GL=2$ $p=0.129$) (Figura 30).

Não houve grupos unicamente em socialização, e os grupos de comportamento misto foram observados apenas em dois encontros do setor 3. O único encontro que envolveu forrageio/socialização foi de um grupo de 12 animais. O outro comportamento misto ocorrido foi forrageio/deslocamento no setor 3 em um grupo de 6 animais.

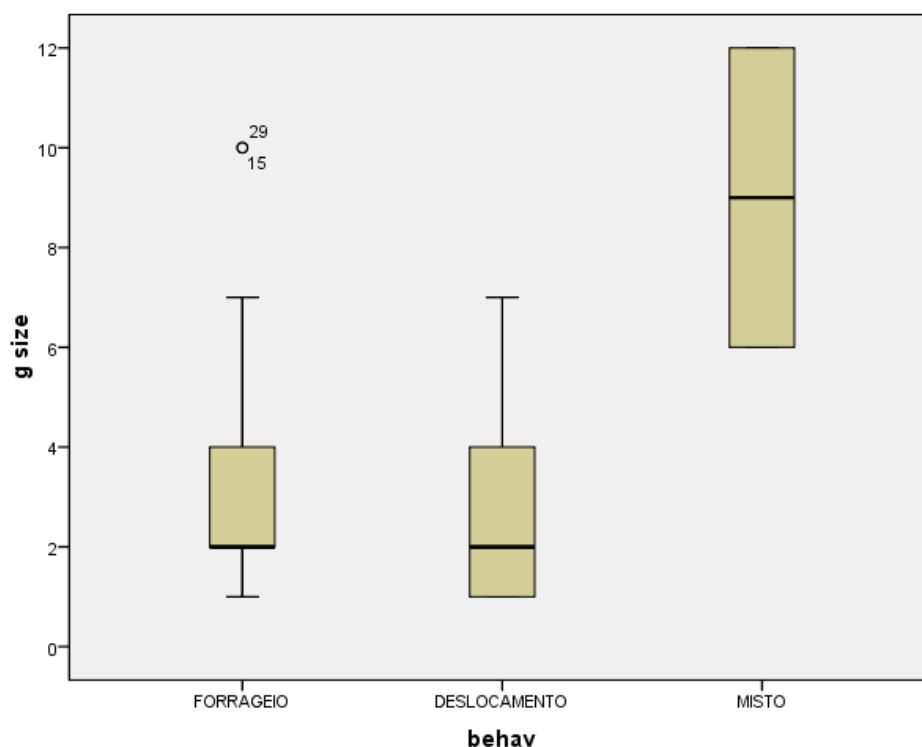


Figura 30: Box – plot da relação tamanho de grupo e comportamento de *Sotalia guianensis* na Lagoa de Guaraíras.

Em Baía Formosa a relação comportamento e o tamanho de grupo foi significativa (Kruskal Wallis: $H=14.742$ $N=117$ $GL=3$ $p=0.002$). (Fig. 31).

Na comparação dois a dois foram verificadas diferenças significativas no tamanho dos grupos de forrageio em relação a comportamento misto (Mann-Whitney: $U =339.500$ $Z(U) = -2.774$ $N=76$ $p=0.006$) e entre grupos em deslocamento em relação a comportamento misto (Mann-Whitney: $U =151.000$ $Z(U) = -3.773$ $N=57$ $p=0.001$). Os grupos em comportamento misto, na sua maioria forrageio e deslocamento, são maiores.

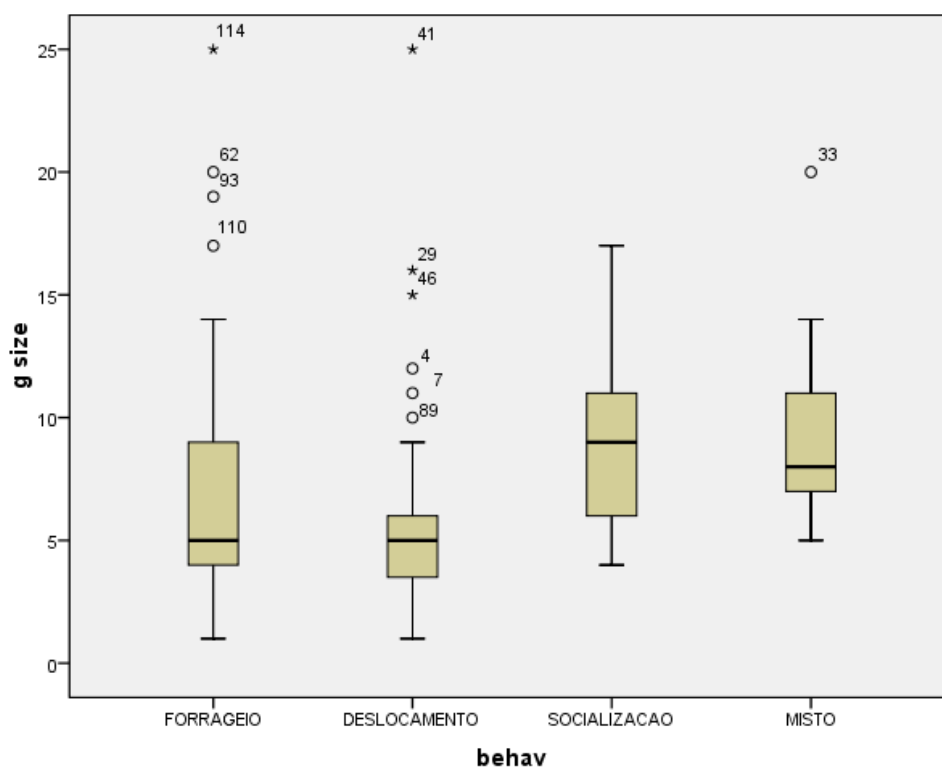


Figura 31: Box – plot da relação tamanho de grupo e comportamento de *Sotalia guianensis* em Baía Formosa.

Para todas as áreas de praia a relação do tamanho do grupo e comportamento foi significativa (Kruskal Wallis: $H=26.761$ $N=349$ $GL=3$ $p=0.001$) (Fig.32). Na comparação dois a dois foram verificadas diferenças significativas no tamanho dos grupos de forrageio em relação à socialização (Mann-Whitney: $U = 1329.000$ $Z(U) = -3.298$ $N=212$ $p=0.001$), forrageio e comportamento misto (Mann-Whitney: $U = 2500.500$ $Z(U) = -3.736$ $N=230$ $p=0.001$), deslocamento e socialização (Mann-Whitney: $U = 617.500$ $Z(U) = -3.483$ $N=119$ $p=0.001$) e deslocamento e comportamento misto (Mann-Whitney: $U = 1161.000$ $Z(U) = -3.917$ $N=137$ $p=0.001$). Os grupos em socialização ou comportamento misto foram maiores.

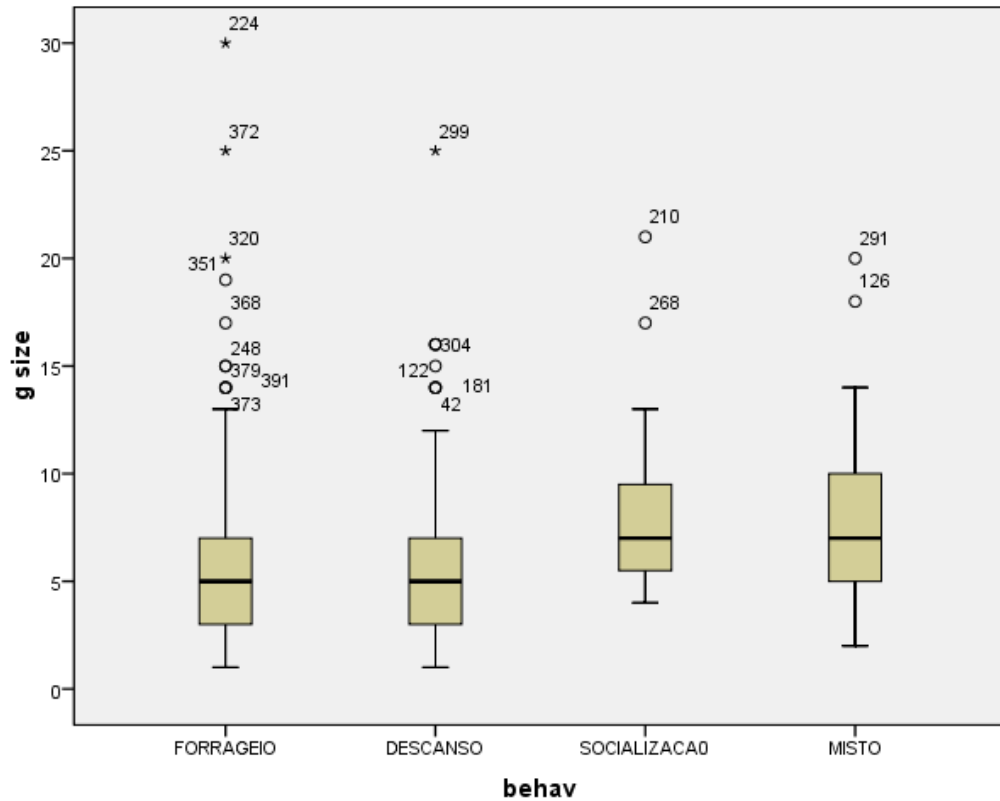


Figura 32: Box – plot da relação tamanho de grupo e comportamento de *Sotalia guianensis* em todas as áreas.

Tamanho de grupo e número de sub-grupos

Na comparação tamanho do grupo e número de sub-grupos, as correlações entres estas variáveis foram significativas para todas as áreas. Quanto maior o tamanho do grupo maior é o número de sub-grupos: Tabatinga ($R_s=0.62$ $n=91$ $p < 0.001$), Pipa ($R_s=0.61$ $n=154$ $p < 0.001$), e Baía Formosa ($R_s=0.68$ $n=135$ $p < 0.001$). Nas áreas de praia a correlação foi forte (todas as áreas: $R_s=0.62$ $n=392$ $p = 0.000$), sendo mais baixa apenas na Lagoa de Guaráras ($R_s=0.53$ $n=31$ $p = 0.002$).

DISCUSSÃO

Estimativa e Densidade Populacional

A estimativa populacional feita neste estudo é a primeira realizada para esta população de boto-cinza. Outros estudos já foram realizados com outras populações, principalmente nas regiões Sul e Sudeste do Brasil.

No limite sul de sua distribuição, na Baía Norte, SC, apesar de nenhum estudo de estimativa populacional ter sido realizado, a peculiaridade desta população, na qual um único grupo é observado e não sendo registradas grandes movimentações, leva a crer que a população local seja entre 60 – 80 indivíduos (Flores, 2003, Daura-Jorge et. al. 2005, Wedekin et. al. 2007).

Na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Cremer et. al. (2006) estimaram a população em 231 (95% IC: 147 a 365) indivíduos.

No litoral do Paraná existem duas principais baías onde estimativas de *Sotalia* foram feitas: na Baía de Guaratuba, onde a abundância local estimada foi de 6 indivíduos, e um número extremamente baixo de avistagens. Já na região mais ao norte, na Baía de Paranaguá, em uma área maior, a estimativa foi de 409 (CV 24,79%) indivíduos e densidade de 11,56 ind/ Km² (Filla, 2004).

Em Cananéia, os estudos de estimativa são controversos. Geise & Cerqueira (1999) através de transectos em volta da Ilha de Cananéia estimaram a população em 704 (95% IC: 337 a 1071). Já Acuña (2002) usou a técnica de foto-identificação e métodos de captura-recaptura, estimando o número total de indivíduos entre 252 – 322. Apesar do estudo de Acuña ter sido realizado em apenas uma porção do complexo estuarino, a autora argumenta que saídas realizadas nos limites de sua área de estudo detectaram baixos números de novos animais foto-identificados, e que a população estimada em seu estudo provavelmente está mais próxima da população real que usa o complexo estuarino de Cananéia. A diferença provavelmente está nos métodos utilizados e as estimativas de Geise & Cerqueira (1999) apresentam intervalos de confiança extremamente altos, indicando baixa precisão dos dados.

Na Baía de Sepetiba, RJ, estimativas foram realizadas por estudos de Campos et. al. (2004), através de modelos de captura-recaptura de populações fechadas e a estimativa encontrada foi de 504 (365 – 722) indivíduos; os autores concluíram que a população foi

superestimada. No entanto em estudo posterior, através de métodos de transectos lineares, Flach et. al (2008a) estimou a população em 1.269 (IC=739-2.196) indivíduos. As diferenças novamente podem estar nos métodos utilizados: as estimativas por métodos de transectos tende a superestimar as populações devido a erros de medidas de distância observador-grupo (Buckland et. al. 1993).

Na Baía de Guanabara, RJ, segundo Pizzorno (1999) a população local é de cerca de 80 indivíduos. No estudo de estimativa populacional anterior feito por Geise (1991), é relatado que *Sotalia* é relativamente abundante na região (n=417), mas não foram fornecidos intervalos de confiança para a estimativa. Novamente, grande diferença numérica nas estimativas. Na Nicarágua Edwards & Schnell (2001) estimaram a população de *Sotalia* em uma área costeira com lagoas e canais da reserva Caio Miskito através de transectos em faixa, e a estimativa foi de 49 indivíduos. Porém, os autores argumentam que a região abriga um número maior de indivíduos, já que nem toda a reserva foi amostrada nos transectos.

O que se pode concluir a partir dos poucos estudos de estimativa populacional realizados com *Sotalia* é que geralmente as populações são relativamente pequenas, podendo variar de cerca de 80 indivíduos em algumas áreas, até pouco mais de 1.000 indivíduos em outras, com desvio *skew* positivo.

O presente estudo, realizado em uma área tropical do Nordeste do Brasil, mostra resultados que condizem com outras estimativas realizadas que detectaram baixo n populacional (223 indivíduos - 95% IC: 147 a 365).

Nos locais onde a abundância foi muito baixa, fatores que possivelmente contribuíram foram as peculiaridades de cada local. Na Baía Norte, SC, limite sul da distribuição da espécie, uma agregação única de *Sotalia* pode estar relacionada à presença de *Tursiops truncatus* na mesma baía, e uma interação agressiva já foi reportada na área. A estrutura de grupo desta população funciona como uma unidade social coesa (Flores, 2003, Daura-Jorge et. al. 2005, Wedekin et. al. 2007). Na Baía de Guanabara, RJ, uma extensa baía de 328 Km², o baixo número da população é atribuído a degradação do hábitat, como poluição, intenso tráfego marítimo e pesca, sendo provavelmente umas das áreas mais degradadas conhecidas da ocorrência de *Sotalia* (Pizzorno, 1999, Azevedo et. al., 2004). O estudo de Edwards & Schnell (2001) na reserva de Cayos Miskito é uma estimativa mínima (49 indivíduos), mas o número de animais vistos previamente por Carr & Bond (2000) durante um sobrevôo incluindo a região mais ao norte da Reserva foi de 64 animais. A reserva inclui 190 km da

costa e a densidade parece ser baixa, como indica Edwards & Schnell (2001): 0,6 ind/Km². Esta população está próxima do limite norte da espécie, apesar da região ser uma área costeira, com muitas lagoas, estuários e manguezais. Também há registro de ocorrência de *Tursiops truncatus* na área. O autor cita registros de grupos de *Sotalia* e *Tursiops* em comportamento de forrageio a cerca de 200m um do outro, não havendo associações entre as espécies. No entanto, diferente da Baía Norte, SC, grupos pequenos foram registrados (<5) neste estudo.

As populações de Babitonga, Paranaguá e Cananéia vivem em regiões de entrada de baías, canais, estuários e manguezais onde as estimativas populacionais mais confiáveis para os locais são valores de até 450 indivíduos. No entanto, as regiões do sul do estado do Rio de Janeiro parecem suportar populações maiores. Grupos de até 450 indivíduos foram avistados na Baía da Ilha Grande e na Baía de Sepetiba, mais ao norte, onde a população é de mais de 700 indivíduos (Flach et. al., 2008a).

Considerando-se este estudo, até então nenhuma outra estimativa havia sido feita para as populações de *Sotalia* do Nordeste do Brasil, apesar da ocorrência em diversos estados da região. No litoral sul do Rio Grande do Norte não existem de fato baías protegidas e fechadas, o que existem geograficamente são as enseadas em ZETA, pela forma de Z que deixam no litoral. *Sotalia guianensis* ocorre ao longo da costa, sendo mais abundante nestas enseadas, onde os animais parecem se aproveitar das características geográficas e da proximidade dos estuários da região, e usam intensivamente algumas praias e uma lagoa. Em uma extensão de costa de 40 km, 4 locais são freqüentemente utilizados, e cerca de 223 (179-224) indivíduos utilizam a área.

Apesar da estimativa indicar uma população de tamanho mediano, os animais observados ocuparam uma faixa restritamente costeira, com as maiores distâncias da costa entre 1,5 – 2 Km. Assim, a densidade aproximada é de 2,7 ind/km² (223 ind/80 km²). Este valor, no entanto, não considera que os grupos ocorrem em manchas onde a densidade é maior.

Esta densidade é maior que a relatada por Edwards & Schnell (2001): 0,6 ind/Km² para a Reserva Cayos Miskito, mas seria de valor semelhante a outras regiões no Brasil. Os estudos de densidade realizados com *Sotalia* usando o método de transectos apontam para densidades medianas. Na baía de Sepetiba, RJ, através da técnica de transectos, a densidade estimada foi de 2,79 ind/km² e a população no local foi estimada em 1.269 (739 - 2.196)

indivíduos, a maior já encontrada até o momento (Flatch et. al. 2008a). Geise (1991), na Baía de Guanabara, RJ, estimou uma densidade entre 5,7 e 7,6 ind/Km² e abundância entre 398 e 417, dependendo do período amostrado. Geise & Cerqueira (1999) em Cananéia, SP, estimaram a densidade em 3,38 ind/km² e abundância de 704 indivíduos. Apenas na Baía Norte, SC, a densidade é alta, já que a área de vida desta população foi calculada em cerca de 15Km² (Flores & Bazzalo, 2004) e na Baía de Paranaguá, Filla (2004) também encontrou alta densidade do boto - cinza, cerca de 11,56 ind/Km².

Estas comparações, entretanto, devem atentar para o fato de que, como notado por Gormeley et. al. (2005), as estimativas populacionais através do método de captura-recaptura e transectos podem não estar medindo a mesma extensão da população. A captura-recaptura geralmente é feita dentro de um período de tempo bem maior, e pode incluir animais que estavam apenas vagando pela área amostrada. É interessante notar que os modelos de estimativa utilizados neste estudo apresentaram problemas de probabilidade de sobrevivência dos indivíduos, que reflete na verdade a presença de animais passando pela área de estudo que não foram recapturados (transientes) e não a morte destes indivíduos. Dado o relativo curto período do estudo, considerando que botos e golfinhos são animais de longa vida, a heterogenidade de sobrevivência dos indivíduos indica que se trata de morte aparente de indivíduos que apenas passaram pela área de estudo, uma vez que os modelos não separam emigração permanente de morte.

Em síntese, a captura-recaptura mede a extensão da população que usa a área, diferente dos transectos, que são feitos em um espaço de tempo menor, com os indivíduos presentes na área no momento da amostragem. Idealmente os resultados de ambas as técnicas devem ser semelhantes.

Considerando cada área separadamente a estimativa foi de Tabatinga: 75 (63-92) indivíduos; Pipa 105 (88-129) indivíduos; Lagoa de Guaraíras: 27 (18-54) indivíduos e Baía Formosa: 112 (89-129) indivíduos.

O padrão comportamental destes animais será analisado enfocando as características de cada área e, sumariamente, considerando todas as áreas em conjunto.

USO DO HABITAT

Fidelidade à Área

A escolha e preferência de habitats pelo boto-cinza já foi bem descrito em diversas regiões (e.g. Geise, 1991; Simão & Poletto, 2002; Azevedo et. al., 2007; Daura-Jorge et. al. 2007; Wedekin et.al., 2007). Semelhante ao mostrado em outras localidades, *Sotalia* no litoral sul do Rio Grande do Norte aproxima-se da costa em enseadas abrigadas e lagoas. Permanece em distâncias inferiores a 3 km da costa e o comportamento mais observado é o forrageio.

Assim como em outras regiões foi visto que pelo menos parte da população apresenta fidelidade à área (Flores, 1999; Santos et. al., 2001; Azevedo et. al., 2004). Considerando-se toda a área amostrada, cerca de 25% foram classificados como de fidelidade muito alta a média. Isto significa que indivíduos nesta categoria foram observados por mais de 4 vezes durante o estudo. Por outro lado apenas cerca de 30% dos animais foram vistos apenas uma vez durante o estudo. Ou seja, a população parece ser composta de: $\frac{1}{4}$ dos animais com alta a média fidelidade, e $\frac{3}{4}$ dos animais com baixa fidelidade.

Entretanto, quando cada local específico é analisado, as taxas de fidelidade são ainda menores, com somente cerca de 10 a 15% dos indivíduos apresentando fidelidade muita alta e alta. Em Tabatinga, onde a população estimada que usa a área foi a menor das três enseadas estudadas (cerca de 75 indivíduos), também foi menor o valor de fidelidade à área (8% dos indivíduos). Em Baía Formosa, área com maior estimativa populacional, foi verificada maior proporção de indivíduos com fidelidade à área (12%). Em Pipa 9% dos indivíduos apresentou fidelidade alta/muito alta. Na Lagoa de Guaraíras nenhum animal apresentou fidelidade alta ou muito alta.

Parte deste padrão pode ser explicado pelo freqüente movimento de indivíduos entre as áreas de Tabatinga e Pipa. Quase 70% dos indivíduos foto-identificados em Tabatinga também foram vistos em Pipa. O número de animais vistos apenas uma vez foi semelhante em Pipa e Tabatinga, mas proporcionalmente mais alto em Tabatinga. Em Pipa quase 45% dos animais foto-identificados foram vistos em Tabatinga.

Também, os animais vistos em Pipa foram a maioria dos indivíduos foto-identificados na Lagoa de Guaraíras (80%), onde não foram visto indivíduos de fidelidade muito alta ou alta.

Em Baía Formosa, onde a fidelidade foi mais alta, ocorreu baixíssimo número de animais movimentando-se para as outras áreas: cerca de 12% dos indivíduos foto-identificados em BF foram vistos em outra área.

Por fim, o número de indivíduos avistados em mais de duas áreas foi baixo (menos de 1% entre as diferentes combinações).

O que os resultados sugerem é que esta população de 223 (179 – 294) indivíduos de *Sotalia* no litoral sul do Rio Grande do Norte possivelmente está dividida em pelo menos duas comunidades, no sentido colocado por Wells & Scott (1990): “a comunidade é composta pelos indivíduos que dividem grande parte de sua área de vida e interagem uns com os outros muitos mais do que com membros de unidades similares em águas adjacentes” (do inglês: *that shared a large portion of their ranges and interacted with each other to a much greater extent than with members of similar units in adjacent waters*” – Wells & Scott, 1990 pg. 408). O termo é utilizado para enfatizar as relações sociais e geográficas dos indivíduos, e assemelha-se a definição de grupo social utilizada na Etologia (Hinde, 1975). Entretanto, não necessariamente quer dizer que se trata de unidades reprodutivas ou populações diferentes.

Baseando-se em nossas estimativas, na área de estudo uma comunidade composta por cerca de 105 indivíduos está compreendida entre as áreas de Tabatinga, Lagoa de Guaraíras e Pipa. Esta linha de costa compreende 20 Km, a movimentação de indivíduos dentro do intervalo de um dia foi observado entre essas áreas (observ. pessoal). Na direção sul, a 20 Km de Pipa, em Baía Formosa, uma outra comunidade pode ser considerada com cerca de 112 indivíduos.

As evidências são de alguns indivíduos foto-identificados utilizando a área de Pipa e Tabatinga por cerca de 7 a 10 anos (Link, 2000, Sartório, 2005, Ananias, 2006, Gondim, 2006, Paro et. al. 2007, este estudo). Destes indivíduos nenhum foi visto em Baía Formosa durante o presente estudo. Mais um indício de segregação social.

O único indivíduo que possivelmente foi avistado em Pipa e Baía Formosa dentro deste período é duvidoso, pois sua identificação em Pipa foi baseada na sua coloração anômala, de cor branca. Em Baía Formosa um indivíduo de coloração branca e marcas conspícuas na nadadeira dorsal foi foto-identificado; este indivíduo foi avistado diversas vezes unicamente em Baía Formosa, e não há como dizer se é o mesmo animal avistado em

Pipa, já que a coloração anômala pode estar presente em mais de um indivíduo dentro da população.

Partindo de Pipa, as distâncias entre Tabatinga e Baía Formosa são muito semelhantes (aproximadamente 20 Km), e não há nenhuma barreira física aparente que previna os animais de se deslocar entres estas áreas, entretanto, a área após o Rio Cunhaú é divisor destas duas regiões. Desta maneira, os padrões observados podem ser devidos a características comportamentais e sociais e talvez facilitados por pistas ambientais (desembocadura de rios). Ainda que baixo o número de indivíduos entre Pipa e Baía Formosa, a pouca movimentação que foi registrada mostra que apesar de pequena existe um intercâmbio entre as áreas.

É interessante notar que quando consideramos os indivíduos avistados apenas uma vez durante todo o período do estudo (denominados transientes), a maior parte deles de Baía Formosa foi também transiente de toda a área de estudo (32%). Isto indica que os transientes de Baía Formosa provavelmente vagam para áreas mais ao sul e não ao norte, pois se assim fosse seriam detectados nas áreas mais ao norte amostradas neste estudo. No entanto, quando consideramos os transientes da área de Pipa, este valor é bem menor (16%), e em Tabatinga o valor foi intermediário (26%). Ou seja, há mais transientes nas baías limites deste estudo (Tabatinga e Baía Formosa) do que na baía central (Pipa) sugerindo que possivelmente existe movimentação para fora destas áreas, principalmente mais ao norte e ao sul das regiões limítrofes do estudo.

Ademais, quando foi feita uma análise dos indivíduos transientes, observam-se muitas vezes grupos inteiros considerados transientes. Isto ficou mais evidente em Baía Formosa. Existe a possibilidade de grupos de *Sotalia guianensis* estarem passando ocasionalmente dentro da área de estudo em padrão semelhante à patrulha de borda de território em chimpanzés ou tentativa de imigração por grupos de sub-adultos machos em babuínos (Smuts et. al., 1987).

Tanto o número de animais avistados quanto a média vista por dia foi menor em Tabatinga do que nas outras áreas de praia. Isto já tinha sido observado por Link (2000) que também registrou menor ocorrência de *Sotalia* em Tabatinga. Em Baía Formosa o número e média de animais vistos por dia foi um pouco maior que Pipa.

Na Lagoa de Guaraíras, de fato, os animais não usam a área diariamente, sendo o único local onde por vezes os animais não foram avistados. A maior parte dos indivíduos da

Lagoa também utilizou as enseadas de Pipa. Verificou-se na Lagoa de Guaraíras que a população (estimada entre 18 e 54 indivíduos), representa cerca de um quarto da população estimada em Pipa. Estes animais utilizam as águas adjacentes e internas da Lagoa. O número de encontros foi baixo, pois geralmente poucos indivíduos permaneciam na lagoa.

PADRÃO COMPORTAMENTAL

Como já observado por Sartório (2005) a principal atividade dentro da lagoa foi o forrageio. Os animais, em grupos pequenos, entram na lagoa podendo permanecer por horas perseguindo e predando peixes. Os animais foram vistos dentro da lagoa em áreas no máximo até 1 Km a partir da entrada, área mais funda e com maior influência de correntes. No entanto, Sartório (2005) observou grupos forrageando em outros setores mais adentro da Lagoa, em um canal mais fundo (8m) nos setores denominados Cabeça do Poço e Irerê. Apesar de estas áreas terem sido amostrados os animais não foram vistos nestas regiões no presente estudo. No entanto vale lembrar que, neste estudo, os animais eram observados por no máximo uma hora e depois se continuava à procura de novos grupos. É possível que os animais utilizassem estas áreas, mas não foram observados, já que dentro da lagoa os animais são muito ativos e o nível de movimentação é grande, mas mesmo assim o uso destes setores provavelmente é baixo.

Notadamente houve um aumento nas avistagens do setor 3 (área externa) da lagoa a partir do segundo semestre do ano, sendo o uso mais regular nos setores 1 e 2. Estes grupos da área externa da lagoa foram maiores, o forrageio foi menor do que o esperado quando comparado ao interior da lagoa onde o predomínio foi o forrageio. Os comportamentos de socialização observados ocorreram dentro de comportamento misto e apenas no setor 3. Quanto à presença de imaturos, estes foram ausentes no setor 1, sendo apenas um observado no setor 2 e majoritariamente presentes no setor 3. Sartório (2005) também não observou imaturos na lagoa, sugerindo que adultos defendam território, ou que haja maior competição de recursos no local. No entanto, outra hipótese é de que os animais que forrageiam na lagoa parecem estar envolvidos em nadar, perseguir e capturar ativamente os peixes, raramente intercalando com outros comportamentos. Talvez, como já sugerido por Sartório (2005), *Sotalia* esteja acompanhando os cardumes de peixes que estão adentrando a lagoa, durante o movimento da maré enchente. O fato de os animais forragearem ativamente na lagoa pode estar relacionado à disponibilidade efêmera de recursos na área de acordo com as flutuações

do ambiente, tendo assim que maximizar a captura de presas neste espaço de tempo. Este tipo de atividade provavelmente não atrai fêmeas e seus filhotes, que estão no processo de aprendizagem da captura de presas. Além do mais, as águas internas da lagoa podem apresentar correntes fortes a depender da lua e maré, principalmente nas áreas mais fundas onde os animais são encontrados.

Houve uma tendência estatística dos animais estarem mais presentes no setor 3 de manhã e no setor 1 e 2 na parte da tarde. Não foi observado diferenças no tamanho dos grupos a depender do comportamento quando os animais utilizam a Lagoa de Guaraíras.

As regiões de Pipa e Tabatinga apresentaram distribuição das avistagens semelhantes, sendo a maioria no setor 1 (60- 62%) e gradualmente menor no setor 2 (25 – 28%) e setor 3 (12-13%). Quando consideradas as duas enseada do setor 1 de Pipa, a Enseada do Madeiro teve maior número de avistagens. A média do tamanho dos grupos foi semelhante (5,5) entre Tabatinga e Pipa, e não houve diferenças no tamanho dos grupos em relação aos setores utilizados. No entanto, foi observado erro padrão maior no setor 3 em ambas as áreas, indicando maior variabilidade no tamanho dos grupos deste setor. Os maiores grupos observados foram de 19 animais no setor 2 em Tabatinga e 30 indivíduos no setor 3 de Pipa.

Quanto ao comportamento observado, tanto em Tabatinga quanto em Pipa, houve predominância de forrageio, seguido do deslocamento. A socialização foi o comportamento menos freqüente. Quando comparados entre os setores não houve diferenças dos comportamentos em Tabatinga, indicando que, apesar dos animais se concentrarem na enseada para forragear, podem forragear fora das enseadas também. De fato a distribuição dos animais no setor 2 e 3 de Tabatinga é difusa. Os comportamentos mistos de forrageio e socialização foram predominantes no setor 1.

Em Pipa a freqüência de forrageio foi significativamente maior no setor 1 em relação ao setor 2, e o inverso ocorreu com o deslocamento. Nota-se que as avistagens do setor 2 de Pipa se concentraram logo a frente das enseadas. Os resultados sugerem que os animais encontrados no setor 2 estão em movimentos de entrada e saída das enseadas. A movimentação diária de indivíduos entre as enseadas de Pipa foi registrada através de indivíduos foto-identificados. Alternativamente, os animais se deslocando em frente às enseadas podem estar arrebanhando cardumes para dentro da enseada, como parte de sua estratégia de pesca.

O tamanho do grupo está relacionado ao comportamento dos animais em Pipa. Apesar da frequência de socialização ser baixa, este comportamento ocorre em grupos significativamente maiores que no forrageio e deslocamento. Em Tabatinga os grupos de socialização não foram significativamente maiores que grupos em forrageio, no entanto, foram maiores que grupos em deslocamento. Assim, verifica-se a tendência a grupos de forrageio pequenos como já detectados por estudos anteriores na área (Pansard, 2009; Tosi e Ferreira, 2008). Entretanto, a socialização em grupos maiores indica a existência de redes sociais maiores que díades ou tríades de caça. Este padrão assemelha-se a sociedade de fissão descrita para *Tursiops truncatus* em Shark Bay (Connor et. al., 1992).

Ocorre presença de imaturos ao longo do ano, tanto em Tabatinga quanto em Pipa, sendo mais avistados nos setores protegidos das enseadas (setor 1). A preferência das fêmeas com filhotes por habitats de águas calmas e de baixa profundidade faz com que as áreas das enseadas de Pipa e Tabatinga sirvam de abrigo para os filhotes, afastados das correntes mais fortes e de predadores como tubarões, uma sugestão já feita em outros estudos na área (Nascimento, 2006; Gondim, 2006).

Quanto ao período do dia, em Tabatinga houve uma tendência dos animais utilizarem o setor 1 no período da tarde, não havendo diferenças na região de Pipa.

Em Baía Formosa o padrão de distribuição das avistagens foi diferente, metade das avistagens foram no setor 3 (área mais externa) e o restante distribuídos semelhantemente entre os setores 1 e 2. Diferentemente do setor 3 de Tabatinga e Pipa, em Baía Formosa o setor 3 abrange parte da linha de costa da região, em frente a área conhecida como Praia de Fora. A oeste do setor 3, o setor 2 abrange apenas a linha de costa do promontório que faz divisão com a enseada de Baía Formosa, já no setor 1. No setor 2, os animais não foram vistos a distâncias menores que 300m da costa. A maior distância observada, do ponto da costa mais próximo, foi de cerca de 1,5 km. Já no setor 1 e 3 foram observados animais bem próximos da costa.

Quando comparada a média do tamanho dos grupos de Baía Formosa (6,9), os grupos são maiores que em Pipa e Tabatinga, no entanto, os valores da mediana e moda são semelhantes (valores entre 3 a 5 indivíduos). Diferente das outras áreas de praia, em Baía Formosa houve diferença no tamanho do grupo a depender do setor, sendo que no setor 3 os grupos são maiores. O maior tamanho de grupo observado ocorreu em duas ocasiões, grupos de 25 indivíduos foram avistados no setor 2 e 3 de Baía Formosa.

A frequência dos comportamentos foi semelhante às outras áreas, com predomínio de forrageio, seguido do deslocamento e socialização, o comportamento menos frequente. Não houve diferenças de comportamentos entre os setores, apesar de não ter sido observada socialização no setor 1, apenas comportamentos mistos envolvendo socialização. Queiroz (2006), em estudo na Baía Formosa dentro da enseada (correspondente ao setor 1 deste estudo), apesar de ter observado mais deslocamento que forrageio em Baía Formosa, também observou baixa frequência de socialização.

Houve diferenças do tamanho do grupo a depender da atividade comportamental, os comportamentos mistos apresentaram grupos maiores que forrageio e deslocamento. Os comportamentos mistos foram na sua maioria forrageio/deslocamento. Os grupos de boto-cinza em Baía Formosa se concentram no setor 3 e estes grupos são maiores. Nossas observações indicam que os comportamentos mistos de forrageio/deslocamento, que foram a maioria dos comportamentos mistos observados, estão relacionados ao tipo de forrageio que é empregado nessas áreas mais abertas, onde a energia de ondas e a profundidade são maiores. Os grupos em comportamento misto de forrageio/deslocamento podem estar utilizando táticas de forrageio diferente das que são empregadas quando próximo de enseadas abrigadas. O maior número de animais envolvidos sugere que possa ter algum nível de cooperação neste tipo de forrageio. De fato, no setor 3, os grupos se espalham por uma grande área em frente ao promontório (pontal) que divide o setor 3 dos demais setores. Nesta área é comum a pesca de arrasto de camarão realizado por barcos pesqueiros de Baía Formosa, indicando que a área é rica em recursos. Como observado por Queiroz (2006) o forrageio também ocorreu dentro das enseadas, onde os grupos foram menores, e foram observados os animais utilizando a mesma tática de condução de presas para a zona de arrebentação.

A presença de imaturos foi maior no setor 3, onde a maior parte das avistagens está concentrada. Os grupos maiores neste setor também podem estar relacionados à maior presença de imaturos, o que oferece maior proteção aos filhotes, já que neste setor as correntes são mais fortes e as águas mais profundas. Notadamente, Queiroz (2006) não observou filhotes na enseada de Baía Formosa, neste estudo foram observados filhotes na enseada, apesar de ter havido uma tendência à maior presença de filhotes no setor 3.

Não houve diferença do uso dos setores durante os diferentes períodos do dia em Baía Formosa.

A análise de todas as áreas de praia em conjunto indicam grupos maiores no setor 3, no entanto, isto ficou mais evidente em Baía Formosa. A maior presença de imaturos e frequência de forrageio no setor 1 (enseadas) do que nos setores 2 e 3 e deslocamento maior no setor 2 e 3 que no 1. Notar que em Baía Formosa não foi observado este padrão. Grupos maiores estão relacionados à socialização ou comportamentos mistos. No geral, não houve diferenças do uso dos diferentes setores das áreas a depender do período do dia.

Em cada área separadamente e em todas as áreas conjuntamente verifica-se correlação positiva entre tamanho do grupo e número de sub-grupos observados. Isto, entretanto, pode refletir apenas uma maior probabilidade amostral de sub-grupos em grupos maiores.

As estimativas populacionais e padrões de uso de hábitat para esta população está de acordo com as observações feitas para *Sotalia* entre outras regiões, assim como outras espécies de golfinhos costeiros como *Tursiops truncatus*, (Wells & Scott, 1990) *Cephalorhynchus hectori* (Bjeder & Dawson, 2001) e *Sousa chinensis* (Karczmarski et. al., 1999). As populações são pequenas e residentes (no sentido de que os indivíduos utilizam regularmente uma determinada área geográfica), sendo visitadas ocasionalmente por membros de outras comunidades ou populações.

Também foi verificada a preferência dos animais por regiões próximas a estuários, como observado em *Tursiops truncatus* (Ballance, 1992), *Sousa chinensis* (Karczmarski, 2000) e *Sotalia guianensis* (Flores & da Silva, 2009). Ambas as áreas de maior concentração de *Sotalia guianensis* no litoral sul do Rio Grande do Norte estão próximas dos maiores estuários da região: a Lagoa de Guaraíras em Pipa e o Rio Cunhaú em Baía Formosa. Parte da população de Pipa utiliza as águas interiores de Lagoa de Guaraíras para alimentação, no entanto em Baía Formosa os animais parecem não entrar no estuário, distante 6 Km ao norte. Em uma ocasião, um grupo de boto-cinza foi acompanhado deslocando-se rumo ao norte em direção ao estuário. Pescadores da região de Barra do Cunhaú dizem já ter observado botos próximo a desembocadura, mas nunca dentro. A abertura do estuário e as margens são estreitas, cerca de 500m, no entanto o uso desta área pelos botos necessita ser mais bem investigado, apesar da dificuldade de navegação na área devido à presença de pedras e parrachos. Provavelmente os botos de Baía Formosa fazem incursões ocasionais para áreas próximas ao estuário, presumivelmente para se alimentar na pluma do estuário.

No estudo de *Sotalia* na Nicarágua, Edward & Schnell (2001) observaram que apesar da abundância de lagoas na região, *Sotalia* foi avistado em apenas uma delas. Corroborando com este estudo, as áreas preferenciais de *Sotalia* foram semelhantes, os animais são encontrados mais em áreas costeiras adjacentes a lagoas e estuários do que nos estuários e lagoas propriamente. No entanto, em áreas como Caravelas, BA, foram observados animais 14 km adentro do estuário (Rossi-Santos, 2006) e em Cananéia, SP (Geise & Cerqueira, 1999) os animais podem adentrar em canais mais estreitos de regiões estuarinas. Porém, a maior concentração de animais nestas localidades foram as regiões mais próximas à desembocadura.

As áreas preferenciais do boto-cinza estão relacionadas aos habitats com aportes fluviais, tais como baías, manguezais, estuários e áreas costeiras adjacentes, sendo justamente as áreas costeiras mais ricas em nutrientes, zooplâncton e peixes. Os comportamentos mais observados nestas áreas envolvem o forrageio. Esta relação entre o uso intensivo da área por parte de *Tursiops truncatus* na Escócia e a atividade de forrageio foi bem demonstrada por Hastie (2004): a probabilidade de observar os golfinhos em forrageio é maior em áreas de alta densidade e uso intensivo. Ballance (1992) também destacou a presença de *Tursiops* em proximidade de estuários no Golfo do México e a relação da presença dos animais com a atividade de forrageio, sendo esta menor nos locais distantes dos estuários. Isto indica a grande necessidade energética dos golfinhos, tal como é esperado para mamíferos predadores do topo da cadeia alimentar. Também nas áreas onde o boto-cinza é frequentemente avistado as atividades predominantes envolvem forrageio (Daura - Jorge et. al. 2005; Cremer et. al., 2004; Azevedo et. al, 2005). Neste estudo foi observado o mesmo padrão, com predominância de forrageio.

O setor 1 (dentro das enseadas) correspondente às enseadas foi o local de maior concentração dos animais, sendo que as avistagens diminuem gradualmente entre os setores 2 e 3. Em Baía Formosa ocorreu o inverso, mais avistagens no setor 3 e diminuição gradual entre os setores 2 e 1. O forrageio correlacionou com as áreas de concentração dos animais, esta relação foi forte em Pipa e mais fraca em Tabatinga, onde os animais ficaram mais espalhados nas áreas adjacentes da enseada. Em Baía Formosa não foi observada correlação entre os setores utilizados e o comportamento, nesta região os animais forrageiam em todos os setores.

Como apontado por Flach et. al. (2008b) o boto-cinza pode utilizar o habitat adaptando-se as condições locais. Em seu estudo na Baía de Sepetiba, RJ, os botos utilizaram

com maior frequência as áreas mais profundas (>6m), e próximas da entrada da baía, apesar da maioria dos outros estudos indicarem que as áreas preferenciais são mais rasas (Flores & Bazzalo, Edward & Schnell, 2001, Lodi, 2002, Rossi-Santos, 2006). Esta variabilidade no uso do hábitat foi verificada neste estudo, quando comparadas as área de Pipa e Tabatinga com Baía Formosa. Apesar de este estudo não ter utilizado dados batimétricos, as concentrações de *Sotalia* no setor 3 de Baía Formosa indicam que nesta região os animais utilizam com maior frequência águas mais profundas do que em Pipa e Tabatinga. O fato de haver diferenças no padrão de distribuição e preferências de hábitat entre essas localidades merece maior investigação. As águas mais rasas de Baía Formosa são usadas como atracadouro de embarcações da colônia de pescadores do local (cerca de 50 barcos), além disso, as águas da enseada de Baía Formosa recebem descargas sanitárias de um riacho que deságua a partir da falésia. Não se sabe se isto pode estar afetando a distribuição de presas e eficiência de forrageio na área. Alternativamente, as áreas mais abertas de Baía Formosa podem ser naturalmente mais ricas em recursos se comparadas às regiões de Pipa e Tabatinga, o que pode estar afetando a distribuição dos animais na área. Ou ainda, a utilização de áreas mais abertas e diferentes estratégias de forrageio podem ter sido desenvolvidas pela comunidade de botos de Baía Formosa em detrimento à de Pipa, e isto pode estar sendo otimizado ao longo do tempo com ou sem transmissão cultural. Apesar de não haver um estudo comportamental mais aprofundado, é possível que em Baía Formosa o forrageio em grupo seja mais frequente. Em Pipa, Pansard (2008) observou a maior frequência do forrageio solitário em relação ao forrageio em grupo.

Santos & Rosso (2007) observaram agregações (20 - 60 indivíduos) em áreas mais profundas de Cananéia, SP, sugerindo que grupos maiores seja uma estratégia necessária para o aumento da eficiência de forrageio. Apesar da preferência por águas mais profundas na Baía de Sepetiba, RJ, Dias et. al. (2009) observou grandes agregações (100- 450 indivíduos) de boto-cinza alimentando-se em áreas mais interiores e rasas desta baía, atribuindo isto a uma maior densidade de sardinhas na área. O que se conclui é que grupos maiores podem estar relacionados tanto a profundidades mais altas, como também a maior abundância de presas independente da profundidade. Em ambos os casos a estratégia de agregar-se em grupos maiores presumivelmente aumenta a eficiência do forrageio. De fato, diferentes estratégias alimentares já foram descritas para *Sotalia* na Baía Norte, SC (Rossi-Santos & Flores, 2009). E na Ilha Grande, assim como Baía de Sepetiba, grupos de até 450 indivíduos foram vistos alimentando-se (Lodi & Hetzel, 1998).

Padrão comportamental e Tamanho de Grupo

O tamanho do grupo da população do litoral sul do Rio Grande do Norte foi pequeno, similar ao da maioria das populações estudadas (Santos & Rosso, 2007, Fila & Monteiro-Filho, 2008; Azevedo et. al., 2005). O tamanho do grupo variou de 1 - 30 indivíduos, sendo a média de 6 (DP: $\pm 4,2$) indivíduos. A tendência de se observar grupos maiores em áreas mais abertas, como sugerido para *Sotalia* e outras espécies (Würsig et al., 1986; Santos & Rosso, 2007, Filla & Monteiro-Filho, 2009) foi confirmada para Baía Formosa. Já em Pipa e Tabatinga o que se pôde ver foi uma maior variabilidade dos tamanhos dos grupos em áreas mais abertas, entretanto, o registro do tamanho máximo dos grupos foi nestas áreas.

Os estudos de Santos & Rosso (2007) em Cananéia, SP, mostram que grupos grandes estão associados à alimentação. Daura-Jorge et. al. (2005) também observaram grupos maiores nas atividades de forrageio, assim como Lodi (2002) na Baía de Paraty. Já na Baía de Guanabara, RJ, Azevedo et. al. (2005) observaram que as atividades comportamentais não foram influenciadas pelo tamanho de grupo. Neste estudo de maneira geral também não foram detectados grupos maiores nas atividades de forrageio. Apenas os comportamentos mistos observados em Baía Formosa, sua maior parte forrageio/deslocamento, foram observados em grupos significativamente maiores. Ressalta-se que estes comportamentos são semelhantes ao que foi descrito por Daura-Jorge et. al. (2005) na Baía Norte, SC como “deslocamento/pesca”. Seguindo as descrições de Rossi-Santos & Flores (2009), os comportamentos de forrageio/deslocamento em Baía Formosa assemelham-se a “pesca aleatória em grupo”, podendo-se observar diversos sub-grupos espalhados pela área, padrão provavelmente associado à melhor eficiência na captura de presas. Já dentro da enseada de Baía Formosa os animais foram vistos em forrageio em grupos menores, conduzindo as presas para a zona de arrebentação.

Em Pipa e Tabatinga o que se observou foram grupos significativamente maiores nos comportamentos de socialização. Como observado por Pansard (2008) o forrageio em Pipa envolve pequenos grupos, sendo assim, as maiores agregações ocorrem quando os indivíduos estão engajados em atividades sociais, que possivelmente incluem a cópula. Na Baía de Guanabara, RJ, apesar de Azevedo et. al. (2005) não terem encontrado diferenças significativas, a maior média do tamanho de grupo foi em socialização. Similarmente, Flach

et. al. (2008b) observaram as maiores agregações na Baía de Sepetiba, RJ, de grupos em socialização.

Padrão comportamental e período do dia

Não houve diferenças no uso da área a depender do período do dia, apesar dos estudos apontarem o pico de forrageio de *Sotalia* durante a manhã (Daura-Jorge et. al. 2005; Azevedo et. al., 2005, Flach et. al. 2008b). Em Pipa, Araújo et. al. (2001), Nascimento (2006) e Guilherme –Silveira & Silva (2009) registraram picos de forrageio durante a manhã e maré seca. Assim como neste estudo, Guilherme –Silveira & Silva (2009) não observaram diferenças na presença dos animais a depender do período do dia em Pipa. Isto mostra que as enseadas, apesar de serem áreas críticas de alimentação da espécie, são também utilizadas para outras atividades.

A maior presença de imaturos nas enseadas de Pipa e Tabatinga sugerem que as enseadas também são utilizadas para o cuidado parental. Tanto em Tabatinga como em Pipa foram vistos comportamentos de brincadeira dos filhotes tais como manipulação de objetos, como algas e propágulos de mangue, *spy-hope* e saltos realizados pelos filhotes. Apesar de não terem sido observados comportamentos de descanso nesse estudo, não significa que eles não ocorreram, podendo apenas ser difícil de serem detectados.

CONSERVAÇÃO E MANEJO DE ÁREAS PROTEGIDAS

Sotalia guianensis apresenta uma distribuição restrita, estritamente costeira, a única exceção até o momento conhecida é na região de Abrolhos, BA; onde há uma extensão anômala da plataforma continental (Borobia et. al., 1991) e concentra-se em manchas de habitats favoráveis para a espécie em pequenas populações. Pelo menos parte das populações apresentando alto grau de fidelidade à área e área de vida pequena, sendo residentes de uma determinada área geográfica.

Apesar da habilidade de *Sotalia* de dispersar, as áreas com manchas de habitat favoráveis não são contínuas ao longo da sua distribuição. Baixa densidade e pequeno tamanho populacional parecem ser característicos da espécie, entretanto, isto pode apenas indicar que os habitats atualmente não suportam grandes populações. (Veja-se, como exemplo, a grande população do litoral sul do Rio de Janeiro, onde fenômenos oceanográficos

enriquecem as águas da região – Lodi, 2002). A degradação de habitats pode ter efeitos deletérios nas populações, o que parece ocorrer com a população da Baía de Guanabara, RJ (Pizzorno, 1999; Azevedo et. al. 2005). Na região de Santos, SP, outra região degradada, ainda que haja ocorrência de *Sotalia*, as avistagens são poucas (Rollo Jr. - com.pess.). Some-se a isto as capturas acidentais, que em populações pequenas podem ocorrer em níveis não sustentáveis (Meirelles et. al., 2009).

No litoral sul do RN, um número de 223 indivíduos pode ser considerado baixo para manutenção desta espécie nesta área, dado o acelerado processo de ocupação litorânea e tráfego de barcos nestas águas. A estratégia de unidades de conservação em habitats críticos para a espécie pode ser uma ferramenta na tentativa de manejar estas áreas em prol da conservação. No entanto, como colocado por Reynolds et. al. (2009), a conservação de mamíferos marinhos vai além disso, e a mais fundamental necessidade é a reavaliação da relação dos seres humanos com o resto do mundo natural.

Os resultados deste trabalho apontam para a necessidade de manejo conjunto destes 40km de litoral, de forma a assegurar a permanência dos animais na área, seu padrão comportamental natural e o fluxo genético entre as comunidades. O uso sustentável destas águas e área costeira necessita da continuidade e aprofundamento dos dados aqui apresentados. A atividade de observação de golfinhos controlada e o turismo de paisagem são alternativas verdadeiras para um desenvolvimento econômico pouco impactante e socialmente equilibrado neste litoral.

CONCLUSÕES:

- Em uma extensão de 40 km de costa no litoral sul do Rio Grande do Norte a população foi estimada em 223 (192 – 297) indivíduos.
- As estimativas para cada localidade foram:
Tabatinga: 75 (63-92) indivíduos; Pipa 105 (88-129) indivíduos; Lagoa de Guaraíras: 27 (18-54) indivíduos e Baía Formosa: 112 (89-129) indivíduos.
- Cerca de 25% da população apresentou grau de fidelidade moderado a muito alto e 75% baixa ou muito baixa.
- Houve movimentação de boa parte dos indivíduos entre Pipa, Tabatinga e Lagoa de Guaraíras. Em Baía Formosa a movimentação de indivíduos para as outras áreas de estudo foi reduzida.
- A Lagoa de Guaraíras no geral é utilizada por grupos pequenos (média 3,7), as águas internas da Lagoa são utilizadas exclusivamente para o forrageio e não houve a presença de filhotes, apenas na área externa à Lagoa.
- Em Tabatinga e Pipa os animais se concentram nas enseadas, principalmente para o forrageio, e também cuidados aos filhotes. Os grupos são em média de 5,5 indivíduos. Os maiores valores de tamanho de grupo foram observados nas áreas mais externas.
- Em Baía Formosa os botos utilizaram uma área maior, e boa parte da avistagens foi no setor mais externo de Baía Formosa. Os filhotes foram mais frequentes neste setor, e os grupos foram um pouco maiores do que nas outras áreas (6,9).
- Houve diferenças do tamanho do grupo em relação ao comportamento. Em Pipa e Tabatinga os grupos são maiores em socialização e em Baía Formosa os comportamentos mistos de deslocamento e forrageio.
- No geral, não houve diferenças no número de avistagens do boto-cinza a depender do período do dia.
- O boto-cinza ocorre em áreas costeiras próximas a estuários que sustentam pequenas populações, os esforços de conservação devem assegurar a permanência dos indivíduos nestas áreas críticas, assim como seu padrão comportamental e fluxo genético entra as áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuña, L. B. 2002. **Estimativa do tamanho da população do boto-tucuxi-marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) na região do estuário de Cananéia, São Paulo, por meio de catálogo de foto-identificação para a espécie.** Dissertação de mestrado. Universidade de São Paulo. 73pp.
- Alcock, J. 2001. **Animal Behavior: an evolutionary approach.** 7^a ed. Sunderland, Sinauer.
- Ananias, S.M.A. 2006. **Fidelidade á área e padrão de associação em *Sotalia guianensis*, baseado na técnica de foto-identificação.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 48pp.
- Araújo, J.A.; Passavante, J.Z.O. & Souto, A.S. 2001. Behavior of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) at Dolphin Bay – Pipa – Rio Grande do Norte – Brazil. **Trop. Ocean.** **29(2):**13-23.
- Azevedo, A. F.; Lailson Brito, J. J. ; Cunha, H. A. & Sluys, M.V. 2004. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **J. Cetac. Resear. Manag.** **6(3):** 265-268, 2004
- Azevedo, A. F.; Viana, S.C.; Oliveira, A. M. & Sluys, M. V. 2005. Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **J. Mar Biol. Ass. U. K.** **85:** 209-212.
- Azevedo, A.F.; Oliveira, A.; Viana, S.C. & Van Sluys, M. 2007. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **J. Mar. Biol. Ass. U.K.** **87:** 201–205.
- Ballance, L.T., 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. **Mar. Mam. Sci.** **8,** 262–274.
- Barlow, J. 1995. The abundance of cetaceans in California waters. Part I: Ships surveys in summer and fall 1991. **Fish. Bull.** **93(1):** 1 -14.
- Begon, M. 1979. **Investigating animal abundance: capture-recapture for biologists.** Edward Arnold, London, UK.

- Bejder, A. & Dawson, S. 2001. Abundance, residence, and habitat utilization of Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) in Porpoise Bay, New Zealand. **New Zealand J. Mar. Fresh. Res.** **33**: 277-287.
- Berta, A.; Sumich, J.L. & Kovacs, M. 2006. **Marine Mammals: Evolutionary Biology**. 2nd ed. Academic Press Burlington, MA, USA.
- Bigg, M. 1982. An assessment of killer whale (*Orcinus orca*) stocks off Vancouver island, British Columbia. **Rep.Int.Whal.Comm.** **32**: 655-66.
- Borobia, M., Siciliano, S., Lodi, L. & Hoek, W. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Can. J. Zoo.** **69**: 1025-1039.
- Best, P.B., Canham, P.A.S. and Macleod, N. (1984) Patterns of reproduction in sperm whales, *Physeter macrocephalus*. **Rep. Int. Whal. Commn. (special issue 6)**:51-79.
- Buckland, S.T; Anderson, D.R. Burnham, KP. Laake, J.L. 1993. **Distance sampling: estimating abundance of biologic populations**. London: Chapman & Hall. 410p.
- Caballero, S. ; Trujillo, F. ; Vianna, J. ; Garrido, H. B. ; Villalobos, S. M.; Montiel , M. G. ; Pedreros, S.B. ; Marmontel, M. ; Santos, M. C. de O. ; Rossi-Santos,M.; Santos, F. & Baker, S. 2007. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: species level ranking for Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and Costero (*Sotalia guianensis*) dolphins. **Mar. Mamm. Sci.** **23**: 358-386.
- Campos, P.C; Fernandes, M. F., Marques, V.C.L. & Simão, S.M. 2004. Estimativa populacional de *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) da Baía de Sepetiba (RJ). **Rev.Univ.Rural, Sér Ci.Vida, Seropédica, RJ** **24(2)**: 175-180.
- Carr, T. & Bond, R.K. 2000. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occur in Nicaragua, 800 km north of its previously known range. **Mar. Mam. Sci.** **16(2)**: 447-452.
- Chaloupka, M; Osmond, M. & Kaufman. 1999. Estimating seasonal abundance trends and survival probabilities of humpback whales in Hervey Bay (east coast Australia). **Mar. Ecol. Prog. Ser.** **184**: 291 – 301.
- Connor, R.C; Richards, A.F; Smolker, R.A. & Mann, J. 1996. Patterns of female attractiveness in Indian Ocean Bottlenose dolphins. **Behaviour** **133**:37-69

- Connor, R.C; Smolker; R.A. & Richards, A.F. 1992. Dolphin alliances and coalitions *In: Alliances in Humans and Other Animals*. Harcourt, A.H &. de Waal, F.B.M (Eds). Oxford:Oxford University Press.
- Cremer, M.J.; Hardt, F.S; Junior, A.J.T; Simões-Lopez, P.C. & Pires .J.S.R. 2004. Core areas changes in *Sotalia guianensis* (Cetacea,Delphinidae) population in Babitonga Bay, Santa Carina. **Rev.Univille** 9:12-16.
- Cremer, M.J.; Hardt, F.S; Junior, A.J. 2006. Estimativas de abundância e densidade populacional de *Sotalia guianensis* na Baía da Babitonga, sul do Brasil. *In: Workshop sobre pesquisa e conservação dos golfinhos do gênero Sotalia : livro de resumos*. pp. 43. Armação dos Búzios, Rio de Janeiro.
- Cunha, H.A., Da Silva, V. M. F., Lailson-Brito Jr, J., Santos, M.C.O., Flores,P.A.C., Martin, A.R., Azevedo, A.F., Fragoso, A.B.L., Zanelatto, R.C. & Solé-Cava, A.M. 2005. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Mar. Biol.** :1-9.
- Dias, L.A., Herzing, D. & Flach, L. 2009. Aggregations of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, south-eastern Brazil: distribution patterns and ecological characteristics. **J. Mar. Biol. Ass. U.K.** 89(5): 967-973.
- Daura-Jorge, F.G., Wedekin, L. L., Piacenti, V.Q. & Simões-Lopes, P.C. 2004. Variação sazonal na intensidade dos deslocamentos do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina. **Biotemas** 17: 203-216.
- Daura-Jorge, F. G., Wedekin, L. L., Piacentini, V. Q. & Simões-Lopes, P. C. 2005. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén) (Cetecea, Delphinidae), in southern Brazil. **Rev. Bras. Zool.** 22 (4): 1014- 1021.
- Daura-Jorge, F. G., Rossi-Santos, M. R., Wedekin, L. L. & Simões-Lopes, P. C. (2007). Behavioral patterns and movement intensity of *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén) (Cetecea, Delphinidae) in two different areas on the Brazilian coast. **Rev. Bras. Zool.** 24 (2): 265-270.
- Defran, R.H; Schultz, G.M & Weller, D.W. 1990. A technique for the photographic identification and cataloguing of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Turisiops truncatus*). **Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue** 12: 53-56.

- Defran, R.H & Weller, D.W. 1999. Occurrence, distribution, site fidelity, and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. **Mar. Mam. Sci.** **15(2)**: 366–380.
- DiBeneditto, A. P. M. & Siciliano, S. 2007. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. **J. Mar Biol. Ass. U. K.** **87(6)**: 253-254.
- DiBeneditto, 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 Southeastern Brazil. **Braz. Arch. of Biol. and Tech.** **44(3)**: 291-296.
- DiBeneditto, A. P. M. & Ramos, R.M.A.. 2004. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **J. Mar Biol. Ass. U. K.** **84**: 1245-1250.
- Edwards, H.H. & Schnell, G.D. 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. **Mar. Mam. Sci.** **17**: 445–472.
- Filla, G.F. 2004. **Estimativa da densidade populacional e estrutura de agrupamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na baía de Guaratuba e na porção norte do complexo estuarino da baía de Paranaguá, PR.** Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. 86 pp.
- Filla, G. & Monteiro-Filho, E.L.A. 2009. Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays on the coast of Parana State, south of Brazil. **J. Mar Biol. Ass. U. K.** **89(5)**: 985–993.
- Flach, L.; Flach, P.A. & Chiarrelo, A. G. 2008(a). Density, abundance and distribution of the guiana dolphin, (*Sotalia guianensis* van Benéden, 1864) in Sepetiba Bay, southeast Brazil **J. Cetacean Res. Manage.** **10(1)**:31–36.
- Flach, L.; Flach, P.A. & Chiarrelo, A. G. 2008(b). Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. **Mar. Mamm. Sci.** **24(3)**: 503-515.
- Flores, P.A.C., 1999. Preliminary results of a photoidentification study of the marine Tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in southern Brazil. **Mar. Mamm. Sci.** **15(3)**: 840-847.
- Flores, P.A. 2003. **Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in Southern Brazil.** Tese de doutorado. Pontifícia Uninersidade Católica do Rio Grande do Sul. 140p.

- Flores, P.A. & Bazzalo, M. 2004. Home ranges and movements patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia guianensis* in Baía Norte, southern Brazil. **LAJAM** **3(1)**: 37-52
- Flores, P.A.C. & da Silva. 2009. Tucuxi and Guiana Dolphin. Pages 1188-1192 *In*: Perrin, W.F., Würsig, B. & Thwwissen, J.G.M. (Eds) **Encyclopedia of Marine Mammals**. Academic Press, San Diego, CA, USA. 2.ed.
- Geise, L. 1991. *Sotalia guianensis* (Cetacea Delphinidea) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Mammalia**, **55 (3)**: 371-379.
- 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 Bras. Biol.** **59**: 183-194.
- Girladeu, L.A . & Caraco, T. 2000. Social Foraging Theory. **Monographs in Behavior and Ecology**. Princeton University Press.
- Gormeley, A.M ; Dawson, S.M; Slooten, E. & Bräger, S. 2005. Capture-recapture estimates of Hector's dolphin abundance at banks Peninsula ,New Zealand . **Mar. Mamm. Sci.** **21(2)**: 204-216.
- Goss-Custard, J.D. & Sutherland, W.J. 1997. Individual Behavior, Population and Conservation. *In*: **Behavioral Ecology**. Krebs, J.R. & Davies (Eds) 4th ed. Blackwell Science. Oxoford p.373-393
- Gowans, S.; Whitehead, H., Arch, J. & Hooker. 2000. Population size and residency patterns of northern bottlenose dolphin whales (*Hyperodon ampullatus*) using the Gully, Nova Scotia. **J. Cetacean Res. Manage.** **2(3)**: 201-210.
- Guilherme-Silveira & Silva. 2007. Behavioural seasonality of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis*, the north-eastern Brazilian coast. **JMBA 2 – Biodiversity Records**.
- Guilherme-Silveira & Silva. 2009. Diurnal and tidal pattern influencing the behaviour of *Sotalia guianensis* on the north-eastern coast of Brazil. **JMBA 2 – Biodiversity Records**.
- Gondim. 2006. **Cuidado ao filhote de boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Beneden, 1864)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 52 pp.

- Hammond, P.S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale population using capture-recapture techniques. **Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue 8**: 253-288.
- Hammond, P.S., Mizroch, S.A & Donovan, G.P. 1990. Individual recognition of cetacean: use of photo identification and other techniques to estimate population parameters. **Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue 12** 440p.
- Hammond, P.S. 2001. Assessment of marine mammal population size and status. *In*: P.G.E. Evans & J.A. Raga (Eds.). **Marine Mammals Biology and Conservation**. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 269-291.
- Hammond, P.; Bergreen, P. Benke, H.; Borchert, D.L., Colet, A.; Heide-Jorgensen, M.P.; Heimlich, A.; Hiby, A.R.; Leopold, M.F. & Oien, N. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. **J. Appl. Ecology 39**: 361-376.
- Hardt, F. A. S. 2005. **Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná.
- Harzen, S. 1998. Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. **Aquat. Mamm. 24(3)**:117-128
- Hastie, G. B.; Wilson, B.; Wilson, L.J.; Parsons, K.M & Thompson, P.M. 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. **Mar. Biol.**:144: 397–403.
- Hewitt & Butlin, 1997. Causes and Consequences of Population Structure. *In*: **Behavioral Ecology**. Krebs, J.R. & Davies (Eds) 4th ed. Blackwell Science. Oxford.
- Hinde, R.A. & Stevenson-Hinde, J. 1976. Toward understanding relationships: dynamic stability. *In*: **Growing Points in Ethology**. Bateson, P.P.G. & Hinde, R.A. (Eds.). Cambridge University Press.
- IBAMA, 2001. **Mamíferos Aquáticos do Brasil**. Plano de ação. Versão III. 2^oed. IBAMA, Brasília, 96 pp.
- Ingran, S. & Rogan, E. 2002. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Mar. Eco.l Prog. Ser. 244**: 247–255.

- IUCN. 2010. 2010 IUCN Red list of threatened species. www.iucnredlist.org. (acessado 19 de Janeiro 2010).
- Jolly, G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration-stochastic model. **Biometrika** **52**(1-2):225-247.
- Karczmarski L., Winter, P.E.D.; Cockcroft, V.G. & McLachlan. A. 1999. Population analyses of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, Eastern Cape, South Africa. **Mar. Mam. Sci.** **15** (4): 1115-1123.
- Karczmarski L Cockcroft, V.G. & McLachlan 2000. Habitat use and preferences of *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. **Mar. Mamm. Sci.** **16**(1): 65-79
- Katona, S; Baxter, B; Brazier, O; Kraus, S. ; Perkins, J. & Whitehead, H. 1979. Identification of humpback whales by fluke photographs. pp33-44. *In: Behavior of Marine Animals Vol.3: Cetaceans*. Winn, H.E. & Olla, B.L. (Eds) Plenum press. New York, London. 438pp.
- Kawecki, T. J. & Ebert, D. 2004. Conceptual issues in local adaptation. **Ecology Letters** **7**: 1225–1241
- Krebs J.R. & N.B. Davies. 1993. **An Introduction to Behavioral Ecology**. 3rd ed. Blackwell Science. Oxford.
- Krebs, C.J. 1999. **Ecological Methodology** (2nd ed). Adsison Wesley Longman, INC.618p.
- Link L.O. 2000. **Dinâmica populacional do Boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1853) (MAMMALIA: CETACEA), no Litoral do Rio Grande do Norte**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 76p.
- Lockyer, C. 1984. Review of baleen whale (Mysticeti) reproduction and implications for management. **Rep. Int .Whal. Commn. Special Issue** **6**: 27-50.
- Lodi, L. & Capistrano, L. 1990. Capturas acidentais de pequenos cetáceos no litoral Norte do Estado do Rio de Janeiro. **Biotemas**, **3**(1): 47-65.
- 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.

- Lodi, L. 2002. **Uso do habitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, (Cetacea: Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, RJ. 161 p.
- Lodi L. 2003. Tamanho e composição de grupo do botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Beneden, 1864) (CETACEA, DELPHINIDAE), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica 25**: 135–146.
- Mann, J., Connor, R. C., Tyack, P. L. & Whitehead, H. 2000. **Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales.** The Universty of Chicago Press.
- Mayr, E. 1970. **Populations, species and evolution.** Harvard University Press, Cambridge.
- Meirelles, A.C.; Monteiro-Neto,C.; Martins; A.M.A.; Costa, A.F.; Barros & Alves, M.D. 2009. Cetacean strandings on the coast of Ceará, north-eastern Brazil (1992–2005). **J. Mar. Biol. Ass. U.K., 89(5)**: 1083–1090.
- Monteiro-Filho, E.L.A., Monteiro, L.R. & Reis, S.F. 2002. Skull shape and size divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. **J. Mamm. 83**:125-134.
- Nascimento. L.F. 2006. **Boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Benédén, 1864) (Cetacea: Delphinidae): atividade aérea, forrageio e relações inter-específicas na Praia da Pipa, e estudo comparativo entre duas populações do nordeste do Brasil.** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 125 pp.
- Norris, K. S. & Dohl, T. O. 1980. The structure and functions of cetacean schools. *In*: **Cetacean Behavior: Mechanisms and Functions** L. M. Herman (Ed.), pp. 211-261. New york: Jolm Wiley & Sons.
- Oliveira, J.A., Ávila, F.J.C., Júnior, T.T.A., Furtado-Neto, M.M.A. & Monteiro-Neto, C. 1995. Monitoramento do boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Delphinidae) em Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil. **Arquiv. Ciênc. Mar 29** (1-2): 28-35.
- Pansard, K. C. A. 2009. **Ecologia alimentar do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Bené, 1864) no litoral do Rio Grande do Norte (RN).** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

- Paro, A.D.; Penin-Garcia, F.; Ananias, S. & Gondim, M. 2007. Evidência de um longo período do uso da área pelo boto-cinza (*Sotalia guianensis*) na praia da Pipa, RN. **Livro de Resumos do 1º Simpósio Nordestino de Mamíferos Aquáticos**. Recife, PE.
- Payne, R.S. 1972. Swimming with Patagonia right whale. **Nat. Geog.** **142**:576-587.
- Perrin, W.F. & Henderson, J.R. 1984. Growth and reproductive rates in two populations of spinner dolphins, *Stenella longirostris*, with different histories of exploitation. **Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue 6**:417-430.
- Pizzorno, J. L. A. 1999. **Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de foto-identificação**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 47p.
- Queiroz, R. E. M. 2006. **Estudos sobre orçamento de atividade do boto cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 74pp.
- Quitana-Rizzo, E. & Wells, R. S. 2001. Resighting and association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cedar Keys, Florida: insights into social organization. **Can. J. Zoo.** **79**: 447-456.
- Ramos, R. M. A. ; DiBeneditto, A P. M. & Lima, N. R. W. 2000 Growth of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in Northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aq. Mam.** **26(1)**: 65-75
- Reynolds, J. E.; Marsh, H. & Ragen, T.J. 2009. Marine mammal conservation. **Endang. Species Res.** **7**: 23 - 28.
- Ricklefs, R.E. 2003. **A Economia da Natureza**. 5a ed. Rio de Janeiro: Guanabara.
- Rosas, F.C.W. & Monteiro-Filho, E.L.A., 2002. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. **J. Mamm.** **83(2)**: 507-515.
- Rossi-Santos, M.R. 2006. **Ecologia comportamental do boto cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1874) (Cetacea: Delphinidae) na região extremo sul do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná.

- Rossi-Santos, M.R. ; Wedekin L.L. & Monteiro-Filho, E. L. A. 2006. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River estuary, eastern Brazil. **J. Mar Biol. Ass. U. K.** **86**: 1-6.
- Rossi-Santos, MR. & Flores, P.A. 2009. Feeding Strategies of the Guiana Dolphin *Sotalia guianensis*. **Op. Mar. Biol. J.** **3**: 70-76
- 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. **J. Mar. Biol. Ass. U.K.**, **81**: 1049-1052.
- Santos M.C.O. & Rosso S. 2007. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. **LAJAM** **5**: 71–82.
- Santos, M.C.O. & Rosso, S. 2008. Social organization of Marine Tucuxi Dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia Estuary of southeastern Brazil. **J. Mamm.** **89**: 347.
- Sartório, R. 2005. **Padrões de agrupamento, comportamento e uso da área de *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) no litoral sul do RN, Brasil.** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 86pp.
- Scott, M. D.; Wells, R. S. & Irvine, A. B. 1990. A long-term study of bottlenose dolphins on the west coast of Florida. *In*: **The Bottlenose Dolphin**. Leatherwood, S. & Reeves, R.R. (Eds) Academic Press, San Diego, CA. p. 235–244.
- Seber. G.A.F. 1965. A note on multiple-recapture census. **Biometrika** **52**(1-2): 249-259.
- Seber, G. A. F. 1982. **The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters.** Charles Griffin and Company, Ltd. London, England. 654 pp.
- Shane. S.H. 1980. Occurrence, movements and distribution of dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Texas. **Fish. Bull. US.** **78**: 593-601.
- Sigurjónsson, J. 1995. On the life history and autecology of North Atlantic rorquals. *In*: **Whales, Seals, Fish and Man**. A.S. Blix, L. Walløe, and Ø. Ulltang (Eds.) pp. 425-441. Developments in Marine Biology, 4. Elsevier, Amsterdam.

- Silva da, V.M.F. & Best, R.C. 1996. *Sotalia fluviatilis*. **Mamm. Species**, **527**: 1-7
- 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. **Flor. Amb.** **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, RJ. **Flor. Amb.** **9(1)**: 18- 25.
- 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.
- Simões-Lopes, P.C. & Fabian, M.E. 1999. Residency patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, (*Tursiops truncatus*) (Montagu) (Cetacea: Delphinidae) off southern Brazil. **Rev. Bras. Zool.** **16(4)**: 1017 – 1024.
- Smolker, R. 2000. Keeping touch at sea: group movements in dolphins and whales. *In*: **On the Move – How and Why Animal Travel in Groups**. Boinski, S & Garber, P (Eds) The University of Chicago Press, Chicago, pp: 559-586.
- Smuts, B.B., Cheney, D.L., Seyfarth, R.M., Wrangham, R.W. & Struhsaker, T.T. (eds.) **Primate Societies**. The University of Chicago Press, Chicago.
- Tosi, C. H. 2007. **O comportamento sincrônico do boto-cinza (*Sotalia guianensis*)**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 105 pp.
- Tosi, C. & Ferreira, R.G. 2009. Behavior of estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in controlled boat traffic situation in southern coast of Rio Grande do Norte, Brazil. **Biodivers. Conserv.** **18**: 67–78.
- Wedekin.L.L; Daura-Jorge,F.G. & Simões-Lopes, P.C. 2004. An aggressive interaction between Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) in southern Brazil. **Aq. Mamm.** **30(3)**: 391-397.
- Wedekin, L. L., Daura-Jorge, F. G., Piacentini, V. Q. & Simões-Lopes, P. C. 2007. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Braz. J. of Biol.** **67 (1)**: 1-8.

- Wells, R. S. 1991. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. *In: Dolphin Societies – Discoveries and Puzzles*. Pryor, K. & Norris, K.S. (Eds) University of California Press, Berkeley, CA. p. 199–226
- Wells, R. S., L. J. Hansen, A. Baldrige, T. P. Dohl, D. L. Kelly, and R. H. DeFran. 1990. Northward extension of the range of bottlenose dolphins along the California coast. *In: The Bottlenose Dolphin*. Leatherwood, S. & Reeves, R.R. (Eds) Academic Press, San Diego, CA. p. 421–431.
- Wells, R.S. & Scott, M.D. 1990. Estimating Bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. **Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue 12** :407-415.
- Wilson, B.; Thompson, P.M. & Hammond, P.S. 1997. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray firth, Scotland. **J. Appl. Ecol.** **34**: 365-1374.
- Wilson, B; Hammond, P.S. & Thompson, P.M. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. **Ecolog. App.** **9(1)**: 288-300.
- Würsig, B. 1978. Occurrence and group organization of Atlantic bottlenose porpoises (*Tursiops truncatus*) in an Argentine bay. **Biol. Bull.** **154**:348-359.
- Würsig, B. 1986. Delphinid foraging strategies. *In: Schusterman, R.J., Thomas, J.A. and Wood, F.G. (Eds). Dolphin Cognition and Behavior: a Comparative Approach*. Lawrence Erlbaum Associates, Hillsdale, NJ, USA.
- Wursig, B. & Jefferson, T.A. 1990. Methods of photo identification for small cetaceans. **Rep. Int. Whal. Commn. Special Issue 12**: 43-52.

Anexo 1

Resultados das estimativas dos parâmetros calculados do modelo $p(\cdot) \varphi(\cdot)$ em Tabatinga.

Index	Label	Estimate	SE	LCI	UCI
1	Phi	0.9686333	0.0072677	0.9507947	0.9801399
2	p	1.0000000	0.0000777	0.9998477	1.0001523
3	p	0.6715338	0.1313890	0.3887977	0.8679129
4	p	0.3981631	0.1223671	0.1956036	0.6428493
5	p	0.2521714	0.0837159	0.1237748	0.4459691
6	p	0.0874884	0.0539042	0.0248899	0.2647744
7	p	0.3340113	0.1322495	0.1352453	0.6166044
8	p	0.1427792	0.1029390	0.0310427	0.4640779
9	p	0.4904770	0.1736969	0.1977567	0.7898765
10	p	0.8742193	0.1160100	0.4677823	0.9821306
11	p	0.3986609	0.1428960	0.1708884	0.6807561
12	p	0.4724710	0.1721896	0.1878108	0.7762323
13	pent	0.2934000	0.0951104	0.1445360	0.5050648
14	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0252325
15	pent	0.4335174	0.1278132	0.2162585	0.6797397
16	pent	0.0000002	0.0002843	0.0000000	0.9887768
17	pent	0.0000000	0.0000367	0.0000000	0.8213881
18	pent	0.0000000	0.0000006	0.0000000	0.0495459
19	pent	0.0000000	0.0000004	0.0000000	0.0264378
20	pent	0.0976343	0.0582707	0.0287446	0.2834435
21	pent	0.0000000	0.0000061	0.0000000	0.4914054
22	pent	0.0000000	0.0000259	0.0000000	0.8856082
23	N	51.2970530	7.1892507	37.2061217	65.3879843

Anexo 2

Resultados das estimativas dos parâmetros calculados do modelo $p(\cdot) \varphi(t)$ em Pipa.

Index	Label	Estimate	SE	LCI	UCI
1	Phi	0.9765237	0.0060541	0.9612241	0.9858753
2	p	0.9999996	0.0128259	0.0051265	1.0000000
3	p	0.8011432	0.2058274	0.2425393	0.9806537
4	p	0.5199687	0.1589550	0.2371658	0.7905288
5	p	0.5853980	0.1120229	0.3636223	0.7772345
6	p	0.2862694	0.0905259	0.1440598	0.4887089
7	p	0.4517161	0.1058198	0.2628562	0.6555887
8	p	0.3193431	0.0785639	0.1876708	0.4879103
9	p	0.1713240	0.0655279	0.0772066	0.3381329
10	p	0.6394294	0.1062450	0.4181659	0.8139804
11	p	0.5672849	0.1372074	0.3047535	0.7967861
12	p	0.2156108	0.1063523	0.0741948	0.4852815
13	p	0.6018308	0.1585631	0.2923848	0.8468399
14	p	0.2001698	0.1016141	0.0672817	0.4647455
15	p	0.0874451	0.0713425	0.0163420	0.3559623
16	pent	0.1725410	0.0765333	0.0679637	0.3735420
17	pent	0.1445325	0.1072470	0.0299379	0.4804968
18	pent	0.2232234	0.1184612	0.0700430	0.5230010
19	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0005063
20	pent	0.0172438	0.0851590	0.0000009	0.9970009
21	pent	0.2901389	0.0946315	0.1424279	0.5014625
22	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0001584
23	pent	0.0000000	0.0000501	0.0000000	0.8623363

24	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
25	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
26	pent	0.0754764	0.0498605	0.0197247	0.2488123
27	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0001159
28	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
29	N	65.0674950	4.4210228	56.4022902	73.7326998

Anexo 3

Resultados das estimativas dos parâmetros calculados do modelo $p(\cdot) \phi(\cdot)$ na Lagoa de Guaraíras.

Index	Label	Estimate	SE	LCI	UCI
1	Phi	0.9918192	0.0098378	0.9184385	0.9992345
2	p	0.3950529	0.0983596	0.2256918	0.5940073
3	pent	0.1945018	0.1481700	0.0364504	0.6065020
4	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
5	pent	0.0000000	0.0000318	0.0000623	0.0000623
6	pent	0.6795246	0.1264548	0.4045503	0.8687232
7	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
8	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
9	N	20.0491620	3.3647335	16.9785460	32.7551750

Anexo 4

Resultados das estimativas dos parâmetros calculados do modelo $p(.) \varphi(.)$ em Baía Formosa.

Index	Label	Estimate	SE	LCI	UCI
1	Phi	0.9852638	0.0042006	0.9743077	0.9915882
2	p	0.4394839	0.0372532	0.3682657	0.5132845
3	pent	0.0000000	0.0000481	0.0000000	0.9008774
4	pent	0.0814224	0.0732843	0.0128225	0.3769047
5	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0010104
6	pent	0.2910024	0.1051332	0.1313283	0.5270296
7	pent	0.0700155	0.1011654	0.0035698	0.6127210
8	pent	0.0538610	0.0889496	0.0018567	0.6353309
9	pent	0.1422150	0.0742313	0.0478943	0.3533499
10	pent	0.0000000	0.0000006	0.0000000	0.0391024
11	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
12	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
13	N	84.9913060	4.5509163	76.0715100	93.9111020

Anexo 5

Resultados das estimativas dos parâmetros calculados do modelo $p(.) \phi(.)$ para Todas as Áreas.

Index	Label	Estimate	SE	LCI	UCI
1	Phi	0.9852919	0.0031928	0.9775272	0.9904001
2	p	0.4840931	0.0317387	0.4224479	0.5462262
3	pent	0.1413897	0.0988414	0.0323078	0.4481904
4	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
5	pent	0.0916007	0.0743054	0.0172169	0.3672592
6	pent	0.1386586	0.0838503	0.0390702	0.3892629
7	pent	0.1242163	0.0822401	0.0312251	0.3842894
8	pent	0.0021859	0.0642344	0.0000000	0.9999991
9	pent	0.0783743	0.0648456	0.0144256	0.3306903
10	pent	0.0031872	0.0440585	0.0000000	0.9999994
11	pent	0.0000000	0.0000000	0.0000000	0.0000000
12	pent	0.0000000	0.0000001	0.0000000	0.0099648
13	N	147.2864000	5.8138108	135.8913309	158.6814691

FOTOS



À esquerda “Lunara”, foi vista diversas vezes no ano de 2008 em Pipa, e no início de 2009 foi vista mais frequentemente em Tabatinga. “Lunara” foi identificada pela primeira vez por Link (2000) no ano de 1999. À direita “Deda”, foi vista diversas vezes em Pipa, na Enseada do Curral. “Deda” foi identificada pela primeira vez em 2002 por Ananias (2006). Pela frequência que este dois animais foram vistos com filhotes provavelmente são fêmeas.



A esquerda um boto-cinza predando uma tainha (*Mugil* sp.) na Lagoa de Guaraíras. A direita um grupo coeso de botos em Baía Formosa.

Fotos: Alexandre Paro