

Beatriz Schulze

**ESTIMATIVA POPULACIONAL E ÁREA DE VIDA DO BOTO-
CINZA, *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) NA BAÍA
DA BABITONGA, SANTA CATARINA, BRASIL**

Dissertação submetida ao Programa de
Pós Graduação em Ecologia da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau de
Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dra. Marta Cremer

Florianópolis
2012

Catálogo na fonte elaborada pela biblioteca da
Universidade Federal de Santa Catarina

S391e Schulze, Beatriz

Estimativa populacional e área de vida do boto-ciza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil [dissertação] / Beatriz Schulze ; orientadora, Marta Jussara Cremer. - Florianópolis, SC, 2012.

119 p.: grafs., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia.

Inclui referências

1. Ecologia. 2. Boto - População - Babitonga, Baía de (SC). I. Cremer, Marta Jussara. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Ecologia. III. Título.

CDU 577.4

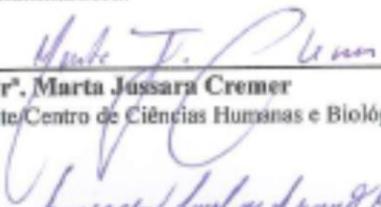
"Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil"

por

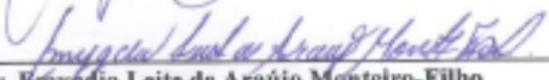
Beatriz Schulze

Dissertação julgada e aprovada em sua forma final pelos membros titulares da Banca Examinadora (Port. 04/PPGECO/2012) do Programa de Pós-Graduação em Ecologia - UFSC, composta pelos Professores Doutores:

Banca Examinadora:



Prof. Dr.ª Marta Jussara Cremer
(Presidente/Centro de Ciências Humanas e Biológicas/ Univille)



Prof. Dr. Emygdio Leite de Araújo Monteiro-Filho
(Departamento de Zoologia/ UFPR)



Prof. Dr. Paulo César de Azevedo Simões-Lopes
(ECZ/UFSC)



Prof. Dr. Fábio Gonçalves Daura-Jorge
(ECZ/UFSC)



Prof. Dr. Mauricio Mello Petrucio
Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Florianópolis, 15 de fevereiro de 2012.

Aos que fazem do meu trabalho, a
minha alegria – os botos.

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, Dra. Marta J. Cremer, por me apresentar o mundo dos pequenos cetáceos e estimular a vontade de pesquisá-los, pelos ensinamentos antes e durante o desenvolvimento deste trabalho, pela oportunidade e pela paciência!

Ao Fundo de Apoio à Pesquisa da Universidade da Região de Joinville, FAP/UNIVILLE, por viabilizar este trabalho através de apoio financeiro.

A CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado no período de julho de 2010 a fevereiro de 2012.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal de Santa Catarina, pela possibilidade de realização deste trabalho. Obrigada ao Prof. Dr. Paulo Simões-Lopes, pela atenção!

Ao Dr. Fábio Daura-Jorge, pela imensurável ajuda na construção dos modelos no programa Mark, pela paciência, e pelo incentivo!

Ao Dr. Emygdio Monteiro-Filho por aceitar o convite para ser membro da banca avaliadora e pelas críticas mais do que construtivas!

A toda a equipe do Projeto Toninhas, que ajudou nas saídas de campo, que adoraram e elogiaram as fotos e com isso, incentivaram o meu trabalho. Em especial, obrigada Renan Paitach e Natacha Zimmerman por serem mais do que colegas de trabalho. Obrigada especial à Annelise Holz, por estar sempre por perto e pela imensa ajuda nos campos! Super obrigada especial à Camila Sartori, não só por pilotar o barco, mas por acreditar que eu era capaz de concluir mais essa etapa, por me dar teto em São Chico, ouvir os meus desabafos, e rir de tudo isso!

A todos os meus amigos, que de alguma forma estavam envolvidos na produção desta dissertação, sendo curiosos, dando apoio e incentivo. Em especial, Letícia Duarte, Marília Dugaich, Thaís Rodriguez, Rafael Navarro e Rodrigo Belesso.

Aos meus pais, não apenas pelo apoio financeiro, mas pela força e incentivo, pelas palavras de consolo e por me amarem e acreditarem que tudo terminaria bem! Às minhas irmãs, por serem muito mais do que irmãs e por me empurrarem para cima, rindo ou chorando comigo! Aos meus avós, tios, primos, Rodrigo, Kadu, Ornela e Eugênio, que de perto ou de longe, sempre incentivaram o meu trabalho.

Obrigada!!!

O mar não é um obstáculo, é um caminho.
(Amir Klink)

RESUMO

Cetáceos são vertebrados de vida longa, situados nos níveis mais altos das cadeias tróficas marinhas, com baixo índice reprodutivo, sendo particularmente vulneráveis às ameaças resultantes de ações humanas. O boto-cinza, *Sotalia guianensis*, é uma espécie de hábitos costeiros, com forte associação a ambientes estuarinos, sendo uma das espécies de cetáceos que mais sofre com a pressão antrópica no Brasil. Atualmente é uma das espécies mais estudadas da costa brasileira, porém, estudos que tratam da dinâmica populacional desta espécie são raros e estimativas de parâmetros populacionais são extremamente necessárias para se conhecer a evolução do status de conservação do boto-cinza. A fotoidentificação é a principal técnica utilizada para identificar individualmente várias espécies de cetáceos, baseada principalmente em marcas naturais, como padrões de coloração e cicatrizes que estão presentes na nadadeira dorsal e região dorsal dos animais. A possibilidade de reconhecer golfinhos individualmente levou à aplicação do método da marcação-recaptura em populações de cetáceos, proporcionando informações a respeito da dinâmica populacional, como sobrevivência, taxas de migração e emigração, entre outras. Para compreender aspectos ecológicos de uma população, é necessário quantificar o número de indivíduos que habitam uma determinada área. Além da abundância, a área de vida e padrões de residência são essenciais na compreensão da importância de uma região na ocorrência e distribuição das espécies. Assim, o presente estudo está dividido em dois capítulos que têm como principais objetivos estimar a abundância sazonal e a área de vida da população de botos-cinza da Baía da Babitonga. Com os modelos do Desenho Robusto de Pollock, foram estimados 147 indivíduos na primavera, 142 indivíduos no verão, 144 indivíduos no outono e 150 indivíduos no inverno. A abundância anual foi estimada em 209 botos-cinza. A sobrevivência aparente entre as estações foi de 0,97, a taxa de emigração foi de 0,13, a taxa de retorno foi de 0,68 e a probabilidade de captura variou de 0,08 a 0,64. Este estudo apresenta as primeiras estimativas de sobrevivência, probabilidade de captura, e taxas de emigração e retorno dos botos-cinza da Baía da Babitonga. Dos 78 indivíduos fotoidentificados, de novembro de 2010 a setembro de 2011, foi possível calcular a área de vida apenas de 7 indivíduos. Com o método kernel fixo 95%, as áreas de vida variaram de 12,99 a 37,18 km² (média = 26,13 km²). Variaram de 2,05 a 32,70 km² (média = 16,15 km²) com o método do MPC. Em apenas 1 indivíduo (#084), a área de vida calculada pelo MPC foi

maior do que pelo kernel fixo 95%. As áreas nucleares (kernel fixo 50%) variaram de 3,86 a 12,47 km² (média = 7,47 km²). Poucos indivíduos foram avistados exclusivamente em uma das estações do ano, 3 (3,8%) na primavera, 4 (5,1%) no verão, 5 (6,4%) no outono e 4 (5,1%) no inverno, sendo estes os considerados transeuntes. Os indivíduos residentes, aqueles recapturados em todas as estações do ano, representam 34,6% (24 indivíduos) dos animais fotoidentificados. Botos-cinza parcialmente e pouco residentes representaram 44,8% (35 indivíduos) dos animais fotoidentificados. O elevado grau de impacto que a Baía da Babitonga sofre, leva a necessidade de um constante monitoramento da população de botos-cinza que habita esta área. O texto deve ser digitado desta maneira. sem espaço de parágrafo inicial.

Palavras-chave: abundância, parâmetros populacionais, área de vida, padrões de residência.

ABSTRACT

Cetaceans are long-lived vertebrates, situated at the highest levels of marine food webs, with a low reproductive rate, and are particularly vulnerable to threats resulting from human activities. The estuarine dolphin, *Sotalia guianensis*, is a species of coastal habits, with a strong association with estuarine environments, one of the species that are most affected by anthropic pressure in Brazil. Today is one of the most studied species of the Brazilian coast, but studies dealing with the population dynamics of this species are rare and estimates of population parameters are extremely necessary to know the evolution of the conservation status of the estuarine dolphin. The photoidentification is the main technique used to individually identify several species, mainly based on natural markings, such as color patterns and scars that are present in the dorsal fin and the dorsal region of the animals. The ability to recognize individual dolphins led to the application of mark-recapture methods in cetacean populations, providing information about the population dynamics of cetaceans, such as survival, migration rates, among others. To understand the ecological aspects of a population, it is necessary to quantify the number of individuals that inhabit a given area. Besides the abundance, home ranges and residence patterns are essential in understanding the importance of an region in the occurrence and distribution of species. Thus, this study is divided into two chapters that have as main objectives to estimate the seasonal abundance and home range of dolphins in Babitonga Bay. With the Robust Design models of Pollock were estimated 147 individuals in the spring, 142 individuals in summer, 144 individuals in autumn and 150 individuals in winter, with no difference between seasons. The annual abundance was estimated at 209 estuarine dolphins. The apparent survival between seasons was 0.97, the emigration rate was 0.13, the return rate was 0.91 and the capture probability ranged from 0.08 to 0.64. This study presents the first estimates of survival, capture probability, and emigration and return rates of the estuarine dolphin in the Babitonga Bay. Of the 78 individuals photoidentified from November 2010 to September 2011, seven had 10 or more points of sighting. With the 95% fixed kernel method, the home range varied from 12.99 to 37.18 sq km (mean = 26.13 km²). With the method of the MPC the home range varied from 2.05 to 32.70 sq km (mean = 16.15 km²). In only one individual (# 084), the home range calculated by the MPC was greater than by the 95% fixed kernel. The core areas (50% fixed kernel) ranged from 3.86 to 12.47 sq km (mean = 7.47 km²). Few individuals have been seen only

in one of the seasons, three (3.8%) in the spring, four (5.1%) in summer, five (6.4%) in the fall and four (5.1%) in winter, and these are considered transients. The residents, those recaptured in all seasons, representing 34.6% (n=24) of the photoidentified dolphins. Partially residents and little residents dolphins accounted for 44.8% (n=35) of the animals photoidentified. The high degree of impact that Babitonga Bay suffers, leading to need for constant monitoring of estuarine dolphins population inhabiting this area.

Keywords: abundance, population parameters, home range, residence patterns.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1. ABUNDÂNCIA SAZONAL DE *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SUL DO BRASIL

Figura 1. Localização da Baía da Babitonga, norte do estado de Santa Catarina, sul do Brasil, onde os estudos populacionais de *S. guianensis* foram desenvolvidos..... 45

Figura 2. Rotas pré-definidas percorridas para a coleta de dados para a análise de parâmetros populacionais do boto-cinza na Baía da Babitonga, sul do Brasil. 47

Figura 3. Abundância estimada da população de botos-cinza pelo Desenho Robusto de Pollock, para cada estação do ano, entre novembro de 2010 e setembro de 2011, na Baía da Babitonga..... 54

CAPÍTULO 2. ÁREA DE VIDA E PADRÕES DE RESIDÊNCIA DE *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SANTA CATARINA, BRASIL

Figura 1. Localização da Baía da Babitonga, norte do estado de Santa Catarina, sul do Brasil, onde os estudos populacionais de *S. guianensis* foram desenvolvidos. 84

Figura 2. Rotas pré-definidas percorridas para a coleta de dados de fotoidentificação da população de botos-cinza da Baía da Babitonga, entre novembro de 2010 a setembro de 2011..... 86

Figura 3. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #044 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas. 93

Figura 4. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #073 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 12 posições geográficas registradas. 94

Figura 5. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #074 fotoidentificado na Baía da

Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas..... 95

Figura 6. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #080 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 14 posições geográficas registradas..... 96

Figura 7. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #083 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas..... 97

Figura 8. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #084 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas..... 98

Figura 9. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #087 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 11 posições geográficas registradas..... 99

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1. ABUNDÂNCIA SAZONAL DE *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SUL DO BRASIL

Tabela 1. Seleção de modelos do Desenho Robusto de Pollock para sobrevivência (ϕ) e probabilidade de captura (p) de indivíduos marcados. AICc Weights é o peso do modelo selecionado em relação aos demais. Deviance é a medida de ajuste dos modelos. NPar é o número de parâmetros estimados. (.) constante; (t) tempo-dependente; (s) variação dentro de cada estação (t*s) variação entre e dentro de cada estação; (pi) heterogeneidade entre indivíduos; ($y''=y'=0$) sem emigração; ($y''=y'$) emigração ao acaso; ($y''y'$) emigração de Markovian. 53

Tabela 2. Seleção de modelos de população fechada para os dados de fotoidentificação de novembro de 2010 a setembro de 2011. Foram analisados os efeitos tempo (M(t)), heterogeneidade (M(h)) e a combinação deles (M(th)). O modelo mais parcimonioso é o de menor AICc (em negrito). AICc Weights indica o peso do modelo em relação aos demais. NPar é o número de parâmetros estimados em cada modelo. 55

CAPÍTULO 2. ÁREA DE VIDA E PADRÕES DE RESIDÊNCIA DE *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SANTA CATARINA, BRASIL

Tabela 1. Tamanho da área de vida pelos métodos kernel fixo 50% e 95%, e Mínimo Polígono Convexo (MPC) dos animais fotoidentificados na Baía da Babitonga, no período de novembro de 2010 a setembro de 2011, com 10 ou mais pontos geográficos distintos..... 92

Tabela 2. Taxa e nível de residência dos indivíduos fotoidentificados na Baía da Babitonga, no período de novembro de 2010 a setembro de 2011. As áreas escuras representam a presença dos animais em cada estação do ano (P=primavera; V=verão; O=outono; I=inverno; R=residente, PAR=parcialmente residente; PR=pouco residente; T=transeunte). 101

SUMÁRIO

PREFÁCIO	21
REFERÊNCIAS	25
CAPÍTULO 1. ABUNDÂNCIA SAZONAL DE <i>Sotalia guianensis</i> (CETACEA, DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SUL DO BRASIL	33
RESUMO	35
INTRODUÇÃO	36
MATERIAL E MÉTODOS	43
<i>Área de estudo</i>	43
<i>Coleta de dados</i>	45
<i>Análise dos dados</i>	50
RESULTADOS	52
<i>Desenho Robusto de Pollock</i>	52
DISCUSSÃO	55
AGRADECIMENTOS	64
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
CAPÍTULO 2. ÁREA DE VIDA E PADRÕES DE RESIDÊNCIA DE <i>Sotalia guianensis</i> (CETACEA: DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SANTA CATARINA, BRASIL	71
Abstract	73
Resumo	74
INTRODUÇÃO	75
MATERIAL E MÉTODOS	82
<i>Área de estudo</i>	82
<i>Coleta de dados</i>	84
<i>Análise dos dados</i>	87
RESULTADOS	91
<i>Área de Vida</i>	91
<i>Padrão de residência</i>	99
DISCUSSÃO	103
<i>Área de Vida</i>	104
<i>Padrão de residência sazonal</i>	107
AGRADECIMENTOS	111
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	111

PREFÁCIO

Os cetáceos são componentes vitais da biodiversidade aquática, marinha e fluvial. Sua importância ecológica se relaciona, dentre outros aspectos, com a manutenção do equilíbrio da estrutura trófica. Além disso, esses animais apresentam elevado potencial como indicadores da qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos (WELLS *et al.*, 2004). São reconhecidas 86 espécies de cetáceos nos mares e oceanos de todo o mundo, incluindo algumas espécies de hábitos fluviais (JEFFERSON *et al.*, 1994). Em águas jurisdicionais brasileiras já foram oficialmente registradas 43 espécies, dentre elas, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*).

Sotalia guianensis é um cetáceo odontoceto de pequeno porte pertencente à família Delphinidae. É uma espécie de hábitos costeiros, com forte associação a ambientes estuarinos (BOROBIA *et al.*, 1991). Distribui-se na costa tropical e subtropical das Américas do Sul e Central, desde a Nicarágua (CARR & BONDE, 2000) até Florianópolis, no Sul do Brasil (SIMÕES-LOPES, 1988). Por habitar regiões costeiras e estuarinas, habitats muitas vezes alterados pelas atividades humanas, *S. guianensis* é uma das espécies de cetáceos que mais sofre com a pressão antrópica no Brasil (IBAMA, 2001), e está listada na IUCN como “data deficient” devido à falta de informações básicas necessárias para uma avaliação adequada (REEVES *et al.*, 2008).

Cetáceos são vertebrados de vida longa, situados em níveis altos das cadeias tróficas marinhas, com baixo índice reprodutivo, sendo particularmente vulneráveis às ameaças resultantes de ações humanas (SEGURA *et al.*, 2006). O grande número de espécies de mamíferos marinhos ameaçados é uma consequência de diversos tipos de impacto ambiental. Dentre as perturbações ambientais destacam-se o aterro de manguezais, que reduz a área de reprodução e cria de vários organismos que compõem a cadeia trófica marinha; a poluição química por esgotos orgânicos, óleo, produtos tóxicos, organopersistentes e metais-traço, que podem levar à contaminação direta ou indireta dos cetáceos através de processos de bioacumulação e biomagnificação; poluição por lixo flutuante, que, quando em contato com os animais ou ingeridos de forma acidental podem afetar a sua sobrevivência; tráfego de embarcações e atividades sísmicas, que causam poluição sonora no ambiente aquático e podem representar risco de “injúria” temporal ou permanente aos animais; e sobrepesca, levando à “competição” direta ou indireta pelos recursos tróficos (RICHARDSON & WÜRSIG, 1996; RICHARDSON *et al.*, 1995; WELLS & SCOTT, 1997; COSTA *et al.*, 2005; CREMER, 2007; DI BENEDITTO *et al.*, 2010). Porém, a captura acidental em

atividades pesqueiras representa a maior ameaça às populações de cetáceos, especialmente de odontocetos de pequeno porte (PERRIN *et al.*, 1994). Na Baía de Sepetiba, estado do Rio de Janeiro, 4,9% (19 indivíduos) da população de botos-cinza fotoidentificados exibe cicatrizes e ferimentos decorrentes de interações com redes, outros artefatos de pesca ou colisões com embarcações (ZAPPES *et al.*, 2010). Estima-se uma mortalidade anual de cerca de 300.000 cetáceos em todo mundo, devido às capturas acidentais em redes de pesca (READ *et al.*, 2006). Na Baía da Babitonga, onde uma população de botos-cinza vive em simpatria direta com a toninha, *Pontoporia blainvillei*, a maior parte das ameaças está diretamente relacionada à perda de hábitat e a captura acidental em redes de pesca (CREMER, 2007).

A ecologia do boto-cinza passou a ser estudada de forma mais intensa a partir dos anos 1990, e atualmente é uma das espécies mais estudadas da costa brasileira, embora seja classificada como “data deficient” pela IUCN. Já foram realizados trabalhos sobre tamanho e composição de grupos, sugerindo vínculos entre a ocorrência sazonal de botos-cinza, atividade reprodutiva, disponibilidade de presas e fatores ambientais, como temperatura da água e salinidade (SANTOS & ROSSO, 2007). Foram detectados padrões de associação entre indivíduos específicos para determinados contextos comportamentais (ANANIAS, 2006). A fidelidade à área, assim como área de vida e distribuição, parece estar fortemente relacionada à dependência por recurso alimentar e fins reprodutivos (CREMER, 2007; NERY *et al.*, 2008). Mudanças no uso espacial pelo boto-cinza podem ser decorrentes de atividades antrópicas e/ou mudanças nos padrões de abundância de presas (WEDEKIN *et al.*, 2007). A espécie apresenta um amplo repertório comportamental que inclui batidas de cauda, saltos, exposição da cabeça, brincadeiras com objetos, surf, entre outros (GEISE *et al.*, 1999; MONTEIRO *et al.*, 2006; DAURA-JORGE *et al.*, 2007; TOSI, 2007; NASCIMENTO *et al.*, 2008). Já foi registrada a interação do boto-cinza com outras espécies de cetáceos (MONTEIRO-FILHO *et al.*, 1999) e várias espécies de aves marinhas, incluindo *Fregata magnificens*, *Larus dominicanus*, *Phalacrocorax brasilianus*, *Sterna* sp e *Sula leucogaster* (CREMER *et al.*, 2004). O hábito alimentar do boto-cinza é considerado generalista oportunista, e composto principalmente por teleósteos, embora a dieta também inclua cefalópodes e crustáceos (SIMÃO & POLETO, 2002; CREMER, 2007; DAURA-JORGE, 2007; PANSARD, 2009; MELO, 2010). A abundância populacional já foi estimada para algumas áreas de ocorrência da espécie, principalmente nas regiões sudeste e sul do Brasil (GEISE *et al.*, 1999;

PIZZORNO, 1999; CREMER 2007; FLACH *et al.*, 2008; CEPILE, 2008; CANTOR *et al.*, 2012). Porém, como foi constatado por Cantor *et al.* (2012), estudos que tratam da dinâmica populacional desta espécie são raros e estimativas de parâmetros populacionais são extremamente necessárias para se conhecer a evolução do status de conservação do boto-cinza.

Métodos de marcação e recaptura são muito eficazes em estudos de animais selvagens (SEBER, 1982), onde as capturas sucessivas podem ser realizadas por técnicas de reconhecimento individual. Os indivíduos de uma população podem ser identificados através de marcações artificiais, como *taggs* ou marcações com nitrogênio líquido. Mas estas técnicas, além de terem um custo maior, são invasivas, ou seja, dependem da contenção física dos indivíduos, o que pode causar estresse e mudanças comportamentais (WHITEHEAD *et al.*, 2000). Porém, existem técnicas de identificação individual não invasivas e que são bastante eficientes no estudo de populações de cetáceos, como a fotoidentificação e a videoidentificação (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990).

A técnica da fotoidentificação foi desenvolvida para a identificação individual de animais terrestres (CALSTROM & EDELSTAM, 1946) e por volta dos anos 1970 foi adaptada com sucesso para várias espécies de cetáceos (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; WÜRSIG, 1978; FORD *et al.*, 1994). Foi inicialmente utilizada para descrever a ocorrência de entalhes (obtidos naturalmente) na nadadeira dorsal do golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), mas que auxiliaram na identificação individual dos animais (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977). Hoje em dia esta é a principal técnica utilizada para identificar individualmente várias espécies de cetáceos. No caso dos odontocetos de pequeno porte, o reconhecimento individual está baseado principalmente em marcas naturais, como cicatrizes e mutilações que estão presentes na nadadeira dorsal e região dorsal dos animais (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990).

Algumas características que podem ajudar a identificar os indivíduos são o formato da nadadeira dorsal e o dorso, onde podem estar cicatrizes e padrões de coloração específicos. As marcas naturais são adquiridas continuamente ao longo do tempo, sendo que algumas são temporárias e outras permanentes. Na Baía da Babitonga, diferentes tipos de marcas permanentes foram encontradas nos botos-cinza, como mutilações, particularidades ou contorno de silhueta e *nicks*; arranhões, áreas esbranquiçadas e patologias de pele possuem um tempo de duração reduzido, ou indeterminado (HARDT, 2005). Modificações nas

marcas da nadadeira e região dorsal dos animais ao longo do tempo podem dificultar ou mesmo impossibilitar a identificação do indivíduo, na medida que estas podem confundir o observador levando à identificação de um “novo” indivíduo ou “desaparecimento de outro”, como no caso de arranhões que são marcas de curta duração (HAMMOND, 1986). De maneira geral, as marcas naturais são decorrentes das atividades diárias dos animais, como arranhões causados por abrasão do corpo com o fundo do mar, durante a perseguição a presas ou mordidas decorrentes do contato intra ou interespecífico (WURSIG & WURSIG, 1977; LOCKYER & MORRIS, 1985; 1990; CORCKERON *et al.*, 1987; WURSIG & JEFFERSON, 1990; ORAMS & DEAKIN, 1997; MACLEOD, 1998). Porém algumas marcas podem ser atribuídas a atividades humanas, tais como colisões com embarcações ou lixo flutuante, enredamento em cordas, linhas de pesca ou redes e doenças de pele causadas pela poluição (LOCKYER & MORRIS, 1990; WILSON *et al.*, 1999; PIZZORNO, 1999).

A identificação individual torna possível obter dados sobre a biologia e ecologia das espécies estudadas. Esta técnica já foi utilizada com sucesso para o estudo de populações de *S. guianensis*, gerando informações sobre fidelidade à área (ANANIAS, 2006; HARDT *et al.*, 2010), abundância e outros parâmetros populacionais (PIZZORNO, 1999; CANTOR *et al.*, 2012) e organização social (SANTOS & ROSSO, 2008).

A estimativa populacional e o conhecimento da área de vida dos indivíduos são requerimentos básicos para o sucesso na conservação de populações de mamíferos. Da mesma forma, o conhecimento dos impactos de atividades antrópicas nas áreas de ocorrência da espécie é uma informação relevante (REEVES *et al.*, 2008). Estimativas de abundância e de área de vida da população de *S. guianensis* já foram realizadas na Baía da Babitonga por Cremer (2007) utilizando o método da transecção linear. Contudo, não foram avaliadas mudanças sazonais no tamanho da população. Além disso, o elevado grau de impacto que a área sofre leva a necessidade de um constante monitoramento desta população. Neste contexto, o presente estudo está dividido em dois capítulos que têm como principais objetivos estimar a abundância sazonal e a área de vida da população de botos-cinza da Baía da Babitonga, através da técnica da fotoidentificação.

REFERÊNCIAS

- ANANIAS, S.M.A. 2006. Fidelidade à área e padrão de associação em *Sotalia guianensis*, baseado na técnica de foto-identificação. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grandedo Norte.
- BOROBIA, M.; S. SICILIANO; L. LODI & W. HOEX. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. Canadian Journal of Zoology. 69 : 1025–1039.
- CANTOR, M.; L.L WEDEKIN; F.G DAURA-JORGE; M.R ROSSI-SANTOS & P.C SIMÕES-LOPES. 2012. Assessing population parameters and trends of guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): Na eight-year Mark-recapture study. Marine Mammal Science. 28(1): 63-83.
- CARLSTROM D. & C. EDELSTAM. 1946. Methods of marking reptiles for identification after recapture. Nature. 158:748-749.
- CARR, T. & R.K. BONDE. 2000. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km north of its previously know range. Marine Mammals Science. 16(2): 447-452.
- CEPILE, A.R. 2008. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora.
- CORCKERON, P.J.; R.J. MORRIS & M.M. BRYDEN. 1987. A note on healing of large wounds in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. Aquatic Mammals, 13(3), 96-98.
- COSTA, L.P.; Y.L.R. LEITE; S.L. MENDES & A.D. DITCHFIELD. 2005. Conservação de mamíferos no Brasil. Megadiversidade. 1(1):103-112.
- CREMER, M.J. 2007. Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná.
- CREMER, M.J.; P.C. SIMÕES-LOPES & J.S.R. PIRES. 2004. Interações entre aves marinhas e *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén,

1864) na Baía da Babitonga, sul do Brasil. Revista Brasileira de Zoociências Juiz de Fora, 6(1), 103-114.

DAURA-JORGE, F.G. 2007. A dinâmica predador-presa e o comportamento do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía Norte da Ilha de Santa Catarina, Sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.

DAURA-JORGE, F.G.; M.R ROSSI-SANTOS; L.L WEDEKIN & P.C SIMÕES-LOPES. 2007. Behavioral patterns and movement intensity of *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) in two different areas on the Brazilian coast. Revista Brasileira de Zoologia. 24(2): 265-270.

DI BENEDITTO, A.P.M.; S. SICILIANO & R.M.A RAMOS. 2010. Cetáceos: Introdução à Biologia e a metodologia para o desenvolvimento de estudos. Rio de Janeiro: Fundação Oswaldo Cruz; Escola Nacional de Saúde Pública. 100p.

FLACH, L.; P.A. FLACH & A.G. CHIARELLO. 2008. Density, abundance and distribution of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*, Van Bénédén, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. Journal of Cetacean Research and Management. 10(1):31-36.

FORD J.K.B.; G.M. ELLIS & K.C. BALCOMB. 1994. Killer whales: the natural history and genealogy of *Orcinus orca* in British Columbia and Washington State. Vancouver: UBS Press and Seattle: University of Washington Press.

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

HAMMOND, P.S. 1986. Line transect sampling of dolphins populations. In Research on Dolphins, Editado por M.M. BRYDEN & R. HARRISON. Clarendon Press, Oxford.

HARDT, F.A.S. 2005. Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de

Santa Catarina, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.

HARDT, F.A.S; M.J. CREMER; A.J. TONELLO JUNIOR; P.C.A. SIMÕES-LOPES. 2010. Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, Southern coast of Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 8(1-2):117-121.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS (IBAMA). 2001. Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação. Versão II. Brasília: Diretoria de Ecossistemas/Departamento de Vida Silvestre.

JEFFERSON, A.T.; S. LEATHERWOOD; M.A. WEBBER. 1994. Marine Mammals of the world. FAO Species Identification Guide. FAO/UNEP.

LOCKYER, C.H. & R.J. MORRIS. 1985. Body scars of a resident, wild bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): information on certain aspects of his behavior. Aquatic Mammals. 11(2):42-50.

LOCKYER, C.H. & R.J. MORRIS. 1990. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. Reports of the International Whaling Commission. 12:113-118.

MACLEOD, C.D. 1998. Intraespecific scarring in odontocete cetaceans: na indicator of male quality in aggressive social interactions? Journal of Zoology Lond. 244:71-77.

MELO, C.L.C. 2010. Aspectos ecológicos da alimentação do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro: comparações intra e interespecíficas. Dissertação de Mestrado. Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

MONTEIRO, M.S.; A. SOUTO & L.F. NASCIMENTO. 2006. Comparações entre os comportamentos de forrageio nas diferentes faixas etárias do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea; Delphinidae) na Baía dos Golfinhos, Praia de Pipa, RN, Brasil. Revista de Etologia. 8(1): 13-25.

MONTEIRO-FILHO, E.L.A.; C.A. BONIN & M. RAUTENBERG. 1999. Interações interespecíficas dos mamíferos marinhos na região da Baía de Guaratuba. Litoral sul do Estado do Paraná. *Biotemas*. 12(1): 119-132.

NASCIMENTO, L.F.; P.I. MEDEIROS & M.E. YAMAMOTO. 2008. Descrição do comportamento de superfície do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na Praia de Pipa – RN. *Psicologia: Reflexão e Crítica*. 21(3): 509-517.

NERY, M.F.; M.A. ESPÉCIE & S.M. SIMÃO. 2008. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 25(2): 182-187.

ORAMS, M.B. & R.B. DEAKIN. 1997. Report on the healing of a large wound in a bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*. P. 170-173. In: *Marine Mammal Research in the Southern Hemisphere Volume 1: Status, Ecology and Medicine*.

PANSARD, K. 2009. Ecologia alimentar do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), no litoral do Rio Grande do Norte (RN). Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

PERRIN, W.F.; G.P. DONAVAN & J. BARLOW. 1994. Gillnets and Cetaceans. *International Whaling Commission, Special Issue*. 5: 1-53.

PIZZORNO, J.L.A. 1999. Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

READ, A.J.; P. DRINKER & S. NORTHRIDGE. 2006. Bycatch of marinel mammals in the U.S. and global fisheries. *Conservation Biology*. 20(1):163-169.

REEVES, R.R.; E.A. CRESPO; DANS; T.A. JEFFERSON; L. KARCZMARSKI; K. LAIDRE; G. O'CORRY-CROWE; S. PEDRAZA; L. ROJAS-BRACHO; E.R. SECCHI; E. SLOOTEN; B.D. SMITH; J.Y. WANG & K. ZHOU. 2008. *Sotalia fluviatilis*. In: IUNC

2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.1. Disponível em <www.iucnredlist.org>. Acesso em 13 de Abril de 2010.

RICHARDSON, W.J & B. WÜRSIG. 1996. Influences of man-made noise and other human actions on cetacean behaviour. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*. 29: 183-209.

RICHARDSON, W.J.; C.R. GREENE JR; C.I. MALME & D.H. THOMSON. 1995. *Marine Mammals and Noise*. Academic Press. San Diego.

SANTOS, M.C.O & S. ROSSO. 2007. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia Estuary, Southeastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 6(1): 71-82.

SANTOS, M.C.O. & S. ROSSO. 2008. Social organization of marine tucuxi dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia Estuary of southeastern Brazil. *Journal of Mammology*. 89(2):347-355.

SEBER, G.A.F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. Second edition. Charles Griffin and Company Ltd., London, UK.

SEGURA, A.G.; E.A. CRESPO; S.N. PEDRAZA; P.S. HAMMOND & J.A. RAGA. 2006. Abundance of small cetaceans in waters of the central Spanish Mediterranean. *Marine Biology*. 150:149-160.

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

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.

TOSI, C.H. 2007. Sincronismo comportamental em boto-cinza (*Sotalia guianensis*). Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

WEDEKIN, L.L.; V.Q. PIACENTINI; F.G. Daura-Jorge & P.C. Simões-Lopes. 2007. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) at its southern limit of distribution. *Brazilian Journal of Biology*, 67, 1-8.

WELLS, R.S.; & M.D. SCOTT. 1997. Seasonal incidence of boat strikes on bottlenose dolphins near Sarasota, Florida. *Marine Mammal Science* 13(3): 475-480.

WELLS, R.S.; H.L. RHINEHART; L.J. HANSEN; J.C. SWEENEY; F.I. TOWNSEND; R. STONE; D.R. CASPER; M.D. SCOTT; A.A. HOHN & T.K. ROWLES. 2004. Bottlenose Dolphins as Marine Ecosystem Sentinels: Developing a Health Monitoring System. *EcoHealth*. 1:246-254.

WHITEHEAD, H.; J. CRISTAL & P.L. TYACK. 2000. Studying Cetacean Structure in space and time: Innovative techniques. P. 270-307. In MANN, J.; R.C. CONNOR; P.L. TYACK & H. WHITEHEAD (Eds.), *Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales* (270-307). Chicago: The University of Chicago Press.

WILSON, B.; H. ARNOLD; G. BEARZI; C.M. FORTUNA; R. GASPAR; S. INGRAM; C. LIRET; S. PRIBANIC; A.J. READ; V. RIDOUX; K. SCHNEIDER; K.W. URIAN; R.S. WELLS; C. WOOD; P.M. THOMPSON & P.S. HAMMOND. 1999. Epidermal diseases in bottlenose dolphins: impacts of natural and antropogenic factors. *Proc. R. Soc. Lond. B*. 266:1077-1083.

WÜRSIG, B. 1978. Occurrence and group organization of atlantic bottlenose porpoises (*Tursiops truncatus*) in na Argentine Bay. *Biological Bulletin. Marine Biological Laboratory, Woods Hole*. 154:748-359.

WÜRSIG, B. & G. JEFFERSON. 1990. Methods of photoidentification for small cetaceans. *Reports of the International Whaling Commission*. 12:43-52.

WÜRSIG, B. & M. WÜRSIG. 1977. The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science*. 198:755-756.

ZAPPES, C.A.; M.F. NERY; A. ANDRIOLO & S.M. SIMÃO. 2010. Ethnobiology and photo-identification: identifying anthropic impacts on boto-cinza dolphin *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, Brazil. *Revista Brasileira de Biociências*. 8(2): 221-224.

CAPÍTULO 1

ABUNDÂNCIA SAZONAL DE *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SUL DO BRASIL

**ABUNDÂNCIA SAZONAL DE *Sotalia guianensis*
(CETACEA, DELPHINIDAE) NA BAÍA DA
BABITONGA, SUL DO BRASIL***

Beatriz Schulze^{1,3}, Fábio Daura-Jorge² e Marta Jussara

Cremer^{1,3}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Brasil. E-mail: beatrizschulze@hotmail.com; marta.cremer@univille.net

²Laboratório de Mamíferos Aquáticos, Departamento de Ecologia e Zoologia, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, Brasil.

³Laboratório de Nectologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade da Região de Joinville, Caixa Postal 110, Cep 89240-000, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil.

RESUMO

Para compreender aspectos ecológicos de uma população, é necessário quantificar o número de indivíduos que habitam uma determinada área. Utilizando a técnica da fotoidentificação associada a modelos de marcação-recaptura, o objetivo deste trabalho foi estimar a abundância sazonal da população de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, na Baía da Babitonga. Com os modelos do Desenho Robusto de Pollock foram estimados 147 indivíduos na primavera, 142 indivíduos no verão, 144 indivíduos no outono e 150 indivíduos no inverno, não havendo diferença entre estações. A abundância

* Formatado segundo as normas da Revista Natureza & Conservação.

anual foi estimada em 209 botos-cinza. A sobrevivência aparente entre as estações foi de 0,97, a taxa de emigração foi de 0,13, a taxa de retorno foi de 0,68 e a probabilidade de captura variou de 0,08 a 0,64. Este estudo apresenta as primeiras estimativas de sobrevivência, probabilidade de captura, e taxas de emigração e retorno dos botos-cinza da Baía da Babitonga. Apesar de a população apresentar indícios de estabilidade ao longo dos últimos anos, é altamente recomendada a realização de estudos de longo prazo, para que se possam detectar tendências populacionais, auxiliando na elaboração de estratégias de conservação eficazes.

Palavras-chave: boto-cinza, abundância, fotoidentificação, marcação-recaptura.

INTRODUÇÃO

Para compreender aspectos ecológicos de uma população, é importante quantificar o número de indivíduos que habitam uma determinada área (Seber, 1982). No Brasil, os estudos sobre estimativas de abundância ou densidade de pequenos cetáceos foram conduzidos em poucos lugares, normalmente em baías protegidas e estuários, sendo a maioria realizados no sul e sudeste do Brasil (Geise et al., 1999; Cremer, 2007; Santos et al., 2010; Daura-Jorge, 2011; Cantor et al., 2012).

Estimar o número de indivíduos em uma população de cetáceos apresenta algumas dificuldades técnicas porque estes animais vivem no ambiente aquático, podem estar amplamente distribuídos e passam a maior parte do seu tempo embaixo d'água (Wilson et al., 1999). No entanto, técnicas primeiramente desenvolvidas para o estudo de populações animais terrestres, foram adaptadas para o estudo de cetáceos (Hammond, 1995).

O método de marcação pode ser utilizado em qualquer grupo animal, desde que os animais possam ser, de alguma forma, capturados ou identificados individualmente (Lettink & Armstrong, 2003). A possibilidade de reconhecer golfinhos individualmente através de marcas naturais na nadadeira dorsal, e a possibilidade de se obter dados fotográficos, levou à aplicação do método da marcação-recaptura em populações de cetáceos em geral (Hammond et al., 1990).

A fotoidentificação é uma técnica de reconhecimento individual não invasiva, que pode ser utilizada como uma

ferramenta para uma grande variedade de estudos sobre a história natural de cetáceos (Würsig & Jefferson, 1990). A utilização da técnica de fotoidentificação associada a modelos de marcação-recaptura para a realização de estimativas populacionais possui muitas vantagens (Aguér-Méthé, 2008). Quando utilizada para a obtenção de estimativas populacionais, proporciona informações adicionais a respeito da dinâmica populacional de cetáceos, como sobrevivência, taxas de migração e emigração, entre outras (Hammond et al., 1990). Esta técnica está baseada na premissa de que os indivíduos são identificados corretamente. Em estudos de marcação-recaptura, os dois principais tipos de erros são os chamados falsos positivos e falsos negativos (Gunnlaugsson & Sigurjónsson, 1990). Falsos positivos ocorrem quando as fotos de dois indivíduos diferentes são analisadas como sendo o mesmo indivíduo, levando a erros de subestimação do número de indivíduos da população. Falsos negativos acontecem quando duas fotos do mesmo indivíduo são analisadas como sendo de

indivíduos diferentes, levando assim, à superestimação do tamanho populacional (Gunnlaugsson & Sigurjónsson, 1990). Estes erros podem ser causados por fotografias de má qualidade, condições ruins de observação em campo e heterogeneidade das amostras devido ao caráter distintivo ou permanência das marcas (Stevik, et al., 2001). A técnica de fotoidentificação vem se mostrando muito eficiente no estudo do boto-cinza (*Sotalia guianensis*), como em estudos de fidelidade de área (Ananias, 2006), área de vida (Flores & Bazzalo, 2004; Hardt, 2005; Batista, 2008), doenças de pele (Bressemer, et al., 2009), estimativa populacional (Pizzorno, 1999; Cepile, 2008; Cantor, et al., 2012) e de padrões de residência (Hardt et al., 2010), por exemplo.

Os modelos de marcação-recaptura podem ser divididos em modelos para populações fechadas e modelos para populações abertas. Modelos de população fechada têm a premissa de que seu tamanho permanece constante ao longo do período de estudo, ou seja, nascimentos, mortes, imigrações e emigrações

não ocorrem. Em modelos de população aberta, um ou mais desses processos podem ocorrer (Seber, 1982). Os pressupostos gerais destes modelos, quando aliados à técnica da fotoidentificação são de que os animais não perdem suas marcas durante o tempo de coleta de dados; todos os indivíduos possuem a mesma probabilidade de serem capturados; a captura não influencia a probabilidade de recaptura (Williams et al., 2002).

Nos modelos de população fechada apresentados por Otis et al. (1978), a premissa da probabilidade de captura não é relaxada. O modelo M_0 é nulo, ou seja, assume que a probabilidade de captura é constante; o modelo M_t assume que a probabilidade de captura varia com o tempo; o modelo M_b assume a variação pela resposta comportamental, na probabilidade de captura; e o modelo M_h assume que a probabilidade de captura varia pela heterogeneidade entre os indivíduos (White et al., 1982). É possível a combinação destes modelos, gerando os modelos M_{tb} , M_{th} , M_{bh} e M_{tbh} (White et al., 1982).

No Desenho Robusto de Pollock os modelos de população aberta e fechada estão combinados (Pollock, 1982). Tem-se, neste caso, a estimativa de abundância e probabilidade de captura (modelos de população fechada), juntamente com estimativas de sobrevivência e probabilidades de emigração e imigração (modelos de população aberta) (Fernandez, 1995).

Estimativas de densidade e abundância de populações de boto-cinza já foram realizadas utilizando tanto o método de transecções lineares com amostragem de distância, assim como o método de marcação-recaptura combinando a fotoidentificação. Diferenças de densidade e abundância em populações de pequenos cetáceos provavelmente refletem diferenças nos padrões sociais, na produtividade dos habitats e conseqüentemente, na disponibilidade de presas (Cremer, 2007). Com o método da marcação-recaptura, Cantor et al. (2012), estimaram uma população de 57 a 124 botos-cinza no estuário de Caravelas, Estado da Bahia; em Regência, Estado do Espírito Santo, a população foi estimada em 86 botos-cinza

(Cepille, 2008); na Baía de Guanabara, Estado do Rio de Janeiro, a população de botos-cinza foi estimada em cerca de 69 a 75 indivíduos (Pizzorno, 1999). Com o método da transecção linear com amostragem de distâncias, foram estimados, na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, 1269 indivíduos (Flach et al., 2008); 704 botos-cinza no estuário de Cananéia, no Estado de São Paulo (Geise et al., 1999), e 208 indivíduos na Baía da Babitonga, Estado de Santa Catarina (Cremer et al., 2011). Contudo, até o momento em nenhuma localidade foram utilizadas ambas as técnicas no estudo da mesma população de *S. guianensis*, o que não permite uma comparação na eficácia dos diferentes métodos.

Flutuações sazonais no tamanho populacional podem ocorrer como resposta a variações na disponibilidade das presas, que parecem ser fortemente influenciadas pelas estações do ano (Lodi, 2003; Cremer, 2007). Neste contexto, este trabalho teve como objetivo, estimar a abundância sazonal e parâmetros populacionais dos botos-cinza na Baía da Babitonga.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

Como integrante dos ecossistemas costeiros estuarinos do litoral brasileiro, a Baía da Babitonga possui características naturais, como a grande diversidade de habitats e fontes de produção primária, que criam condições favoráveis para uma elevada produtividade (IBAMA, 2001). A Baía da Babitonga encontra-se na lista de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade dos Mamíferos Marinhos do relatório de “Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha”, estando classificada com importância biológica “extremamente alta” (MMA-IBAMA, 2007). É recomendada a pesquisa sobre a intensidade das pressões antrópicas, em especial a interação com atividades pesqueiras e os efeitos da degradação do habitat, sobre as populações de *S. guianensis* para possibilitar a implantação de medidas mitigatórias (MMA-IBAMA, 2002).

A Baía da Babitonga está localizada na região sul do Brasil, entre as coordenadas geográficas 26°02'-26°28'S e 48°28'-48°50'W (**FIGURA 1**). Sua superfície compreende uma área com cerca de 160 km², comprimento máximo de 20 km e 5 km de largura. A profundidade média é de 6 metros, a temperatura da água varia de 17 aos 32°C. Segundo a tábua de marés publicada pelo Diretório de Hidrografia e Navegação da Marinha do Brasil para o Porto de São Francisco do Sul, a variação da maré atinge uma amplitude de 2,3 metros. O clima da região é bastante influenciado pela humidade marítima, o que ocasiona elevado índice pluviométrico (Gaplan, 1986).

Esta área desempenha um papel importante na economia da região, tanto pela presença de indústrias, na área de turismo, no escoamento da produção industrial e de pescados (Demori, 2008). A Baía da Babitonga é rodeada por seis municípios: São Francisco do Sul, Araquari, Barra do Sul, Joinville, Garuva e Itapoá, somando mais de 620 mil habitantes, o que significa uma forte pressão antrópica representada pelo despejo de

efluentes industriais e domésticos, pela ocupação irregular das margens, transporte de passageiros e automóveis, tráfego de embarcações turísticas e atividades de esporte e lazer (IBAMA, 1998).

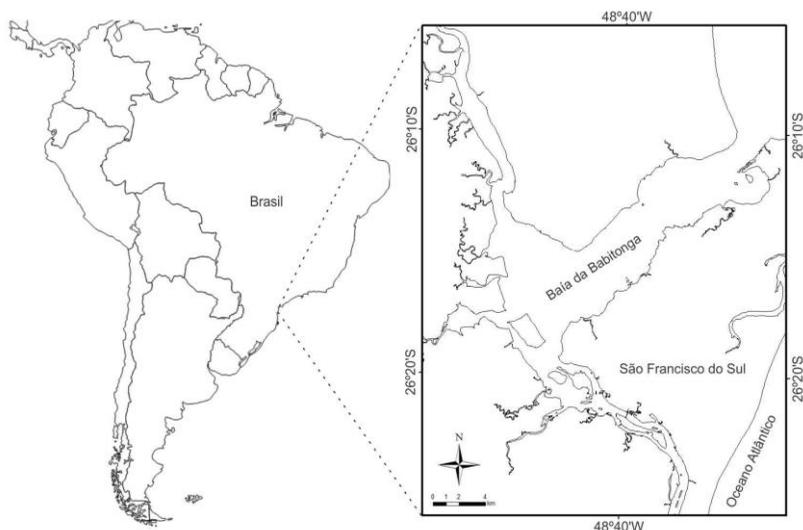


Figura 1. Localização da Baía da Babitonga, norte do estado de Santa Catarina, sul do Brasil, onde os estudos populacionais de *S. guianensis* Foram desenvolvidos.

Coleta de dados

Para a estimativa dos parâmetros populacionais foi utilizada a técnica de fotoidentificação (Würsig & Jefferson, 1990), combinada a modelos de marcação e recaptura. As fotos da

região dorsal e, em especial, da nadadeira dorsal dos botos-cinza foram obtidas a partir de uma embarcação de alumínio com 5,5 metros de comprimento e motor de popa de 60Hp, equipada com ecobatímetro e receptor GPS. Para garantir que toda a população tivesse a mesma probabilidade de captura, duas rotas pré-estabelecidas foram percorridas de modo que toda a baía fosse amostrada, levando-se em consideração as condições de navegabilidade da área e o conhecimento prévio da distribuição dos animais (**FIGURA 2**). Os dados somente foram coletados em condições de mar entre 0 e 2 na escala Beaufort. As fotografias foram obtidas utilizando-se uma máquina fotográfica digital Canon EOS 7D de 8 megapixels, com lente zoom de 100-400 mm.

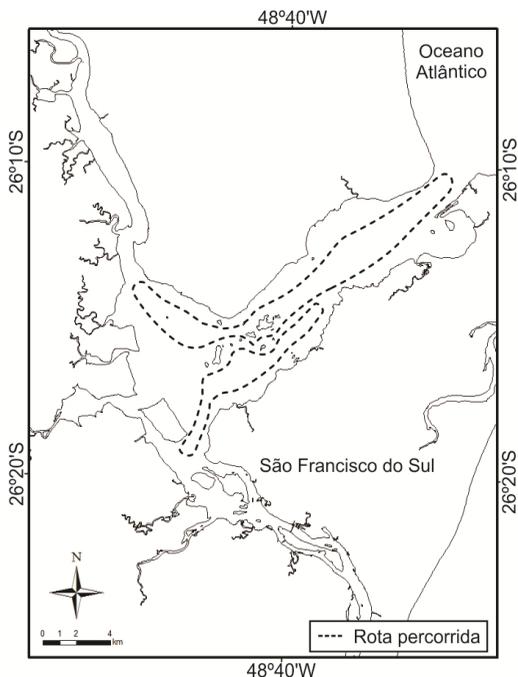


Figura 2. Rotas pré-definidas percorridas para a coleta de dados para a análise de parâmetros populacionais do boto-cinza na Baía da Babitonga, sul do Brasil.

A cada estação foram realizadas amostragens durante um período máximo de dez dias, sendo que cada rota foi percorrida cinco vezes, de forma alternada. Os dados coletados nas duas rotas formaram uma ocasião de captura. Desta forma, as fotografias obtidas durante uma ocasião de captura foram agrupadas como sendo uma amostra, gerando um histórico de

captura de cinco ocasiões para cada indivíduo. As estações são bem marcadas na região e são definidas como sendo primavera (23 de setembro a 22 de dezembro), verão (23 de dezembro a 22 de março), outono (23 de março a 22 de junho) e inverno (23 de junho a 22 de setembro). Quando as condições de tempo e mar eram favoráveis, as duas rotas foram percorridas no mesmo dia. Portanto, nem sempre o período de amostragem totalizou 10 dias a cada estação, pois o principal critério utilizado foi de percorrer cada rota por cinco vezes a cada estação, independente se em um dia ou dois. Anterior ao esforço efetivo foi realizada uma coleta de dados piloto, no período de março a agosto de 2010, para o aperfeiçoamento da técnica de fotografia, e para detectar possíveis falhas no desenho amostral. Os dados coletados neste período não entraram nas análises dos resultados apresentados neste trabalho.

Considerando o curto período amostral dentro de cada estação, foi possível utilizar marcas permanentes, como mutilações,

forma da silhueta, *nicks* e padrões de coloração, juntamente com marcas de curta duração, como arranhões, que têm um tempo mínimo de duração estimado em 20 dias (Hardt, 2005). Foram fotografados todos os grupos encontrados ao longo das rotas. Toda vez que um grupo de botos-cinza foi avistado, foi feita a aproximação para a obtenção das fotografias (Wilson et al., 1999). Os animais foram fotografados em posição perpendicular ao fotógrafo, tentando-se aproveitar do melhor modo possível a luminosidade natural, evitando fotografar os indivíduos posicionados contra a luz do sol (Baird et al., 2001). Os animais foram acompanhados em baixa velocidade evitando a interceptação do grupo. Foi registrado, em ficha de campo, a hora, posição (GPS), número de adultos e filhotes e tempo de observação do grupo. Após a obtenção de fotografias de boa qualidade de cada indivíduo do grupo, ou 30 minutos de acompanhamento com fotos, o barco retomou a rota, e seguiu em busca de outro grupo.

Análise dos dados

Em laboratório as imagens foram transportadas diretamente para um computador onde foram armazenadas, analisadas, tratadas no Adobe Photoshop Elements 2.0 (quando necessário) e adicionadas ao catálogo de botos-cinza do Laboratório de Nectologia da UNIVILLE. Somente indivíduos novos com marcas de longa duração foram incorporados ao catálogo. Dentre as fotos, as de maior qualidade (melhor definição de foco, nitidez, proximidade e ângulo) foram selecionadas para a análise da presença de marcas naturais.

Para estimar a abundância sazonal foram aplicados os modelos do Desenho Robusto de Pollock, assim como para estimar as probabilidades de emigração temporária e retorno, sobrevivência e probabilidade de captura (Pollock, 1982). Cada estação foi considerada como um período primário, utilizado para estimar a sobrevivência aparente, e cada ocasião de captura foi considerada como um período secundário, utilizado para estimar abundância. Os modelos do Desenho Robusto

foram construídos considerando a probabilidade de ocorrência do efeito tempo entre períodos primários e/ou dentro dos períodos.

Para estimar a população anual dos indivíduos marcados na população, foram aplicados modelos de população fechada (Otis et al., 1978), considerando-se todo o histórico de capturas.

Todos os valores apresentados nos resultados foram corrigidos pela proporção de indivíduos marcados (θ), para estimar a abundância total, incluindo animais sem marcas naturais e filhotes. O número de indivíduos marcados no grupo foi dividido pelo número total de indivíduos avistados (Silva et al., 2009).

Para a escolha dos modelos mais parcimoniosos e que melhor se ajustassem aos dados, foi utilizado o método do AIC (Akaike Information Criteria) (Anderson et al., 1994). Este método faz um balanço entre a falta de ajuste e o número de parâmetros estimados; assim, o melhor modelo é o que

apresenta um menor AIC. Todos os modelos e os parâmetros foram construídos e estimados através do programa MARK (White & Burnham, 1999).

RESULTADOS

De novembro de 2010 a setembro de 2011 foram realizadas 20 ocasiões de captura divididas entre as quatro estações do ano. Foram analisadas 13.804 fotografias, sendo que destas 33,6% foram selecionadas como sendo de boa qualidade. Durante este período, 78 botos-cinza foram fotoidentificados através de marcas naturais na nadadeira dorsal dos animais, sendo que 27 (34,6%) indivíduos foram fotografados em todas as estações.

Desenho Robusto de Pollock

Dentre os modelos construídos do Desenho Robusto de Pollock, o mais parcimonioso e que melhor se ajustou aos dados foi aquele que considerou a sobrevivência constante, a emigração de Markovian e a probabilidade de captura variando dentro e entre as estações (**TABELA 1**).

Tabela 1. Seleção de modelos do Desenho Robusto de Pollock para sobrevivência (ϕ) e probabilidade de captura (p) de indivíduos marcados. *AICc Weights* é o peso do modelo selecionado em relação aos demais. *Deviance* é a medida de ajuste dos modelos. *NPar* é o número de parâmetros estimados. (.) constante; (t) tempo-dependente; (s) variação dentro de cada estação (t*s) variação entre e dentro de cada estação; (pi) heterogeneidade entre indivíduos; ($y''=y'=0$) sem emigração; ($y''=y'$) emigração ao acaso; ($y''y'$) emigração de *Markovian*.

Modelo	AICc	Δ AICc	AICc Weights	NPar	Deviance
{ ϕ (.) $y''y'$ p(t*s) }	1471,070	0,000	0,465	23	2072,083
{ ϕ (.) $y''=y'$ p(t*s) }	1471,175	0,105	0,442	22	2074,441
{ ϕ (.) $y''=y'=0$ p(t*s) }	1475,266	4,196	0,057	21	2080,773
{ ϕ (.) $y''=y'=0$ pi(.) p(t*s) }	1477,309	6,239	0,020	42	2033,120
{ ϕ (t) $y''=y'=0$ p(t*s) }	1478,031	6,961	0,014	23	2079,045
{ ϕ (t) $y''=y'=0$ p(t) }	1601,077	130,00	0,000	7	2236,748

Como a diferença entre os primeiros modelos foi muito baixa (Δ AICc = 0,1053), as estimativas de sobrevivência, emigração temporária, probabilidade de captura e abundância foram calculadas a partir da média ponderada entre os modelos. Assim, a estimativa de abundância da primavera foi de 147 (IC: 122-177) indivíduos, a do verão foi de 142 (IC: 119-177) indivíduos, a do outono foi de 144 (IC: 122-170) indivíduos e a estimativa de abundância do inverno foi de 150 (IC: 129-173) indivíduos (**Figura 3**). As estimativas de sobrevivência (ϕ)

foram constantes entre as estações e iguais a 0,97 ($\pm 0,013$; IC: 0,76-0,99), gerando uma estimativa de sobrevivência anual de 88%. Sendo assim, a mortalidade sazonal é estimada em 3%, o que resulta em uma estimativa de mortalidade anual de 12%. A probabilidade de emigração temporária (y'') foi de 0,13 (+ 0,04; IC: 0,05-0,29), a probabilidade dos emigrantes permanecerem fora da área (y') foi de 0,32 (+ 0,09; IC: 0,05-0,81), a probabilidade de retorno dos emigrantes ($1-y'$) foi de 0,68, e a probabilidade de permanência da área ($1-y''$) foi de 0,87. A probabilidade de captura (p) variou de 0,08 a 0,64.

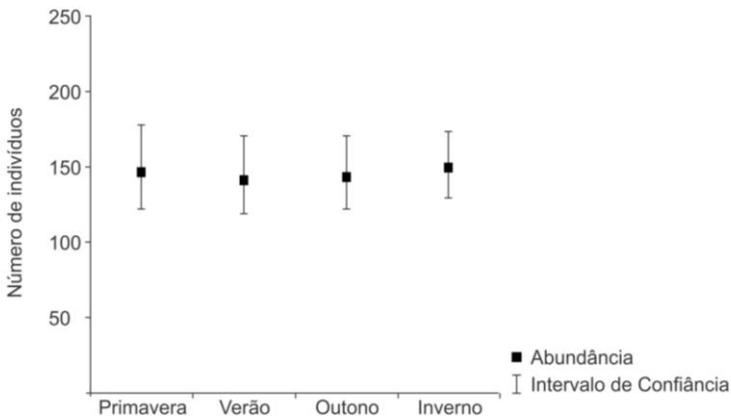


Figura 3. Abundância estimada da população de botos-cinza pelo Desenho Robusto de Pollock, para cada estação do ano, entre novembro de 2010 e setembro de 2011, na Baía da Babitonga.

A abundância anual foi estimada em 209 (IC: 174-252) botos-cinza, com a aplicação dos modelos de população fechada, onde o histórico de capturas de cada estação foi agrupado. O modelo mais parcimonioso foi aquele que considerou o efeito tempo e a heterogeneidade individual um fator determinante na abundância (TABELA 2). A probabilidade de captura variou entre as ocasiões e entre os indivíduos.

Tabela 2. Seleção de modelos de população fechada para os dados de fotoidentificação de novembro de 2010 a setembro de 2011. Foram analisados os efeitos tempo (M(t)), heterogeneidade (M(h)) e a combinação deles (M(th)). O modelo mais parcimonioso é o de menor AICc (em negrito). AICc *Weights* indica o peso do modelo em relação aos demais. *NPar* é o número de parâmetros estimados em cada modelo.

Modelo	AICc	ΔAICc	AICc <i>Weights</i>	<i>NPar</i>	<i>Deviance</i>
{M(th)}	1587,056	0	1	22	1415,142
{M(t)}	1659,905	72,8493	0	20	1492,103
{M(h)}	1714,567	127,5114	0	3	1581,296
{M(.)}	1775,559	188,5037	0	1	1646,301

DISCUSSÃO

A população de botos-cinza da Baía da Babitonga não apresentou diferenças sazonais no tamanho populacional, independente do modelo utilizado para estimar a abundância. A

seleção de modelos incluindo a variação na probabilidade de captura com o tempo, pode ter ocorrido por diferenças no esforço amostral, por variações nas condições ambientais, que podem ter influenciado nos procedimentos de campo (White et al., 1982), ou pela diferença na utilização da área pelos botos-cinza.

Na Baía da Babitonga era esperada uma diferença sazonal na abundância de botos-cinza, seguindo os padrões de sazonalidade de suas presas com maior importância relativa, como *Mugil curema*, *Micropogonias furnieri* e *Diapterus rhombeus* (CREMER, 2007), por exemplo. Na Baía de Paraty, Estado do Rio de Janeiro, a variação sazonal do número de botos-cinza foi relacionada a mudanças na abundância e na distribuição das presas, que parecem estar fortemente influenciadas pelas estações do ano (Lodi, 2003). O inverno é um período em que há uma maior escassez de recursos alimentares na Baía da Babitonga, quando os botos-cinza apresentam-se mais dispersos (Cremer, 2007). Poderia-se supor

que parte da população migrasse para outras áreas neste período, mas esta hipótese não foi confirmada. Mesmo que o recurso esteja menos disponível em algum período do ano, a Baía da Babitonga provavelmente continua sendo uma fonte certa de alimento para a população de botos-cinza, fazendo com que os indivíduos não deixem a área no inverno. A resposta às diferenças sazonais na disponibilidade de presas pode se dar através de mudanças na utilização da área e não da emigração, refletindo em uma alta taxa de residência. Pode-se supor então, que a população do botos-cinza da Baía da Babitonga provavelmente está longe da sua capacidade de suporte.

O verão também poderia ser uma estação em que se esperaria uma diferença no tamanho populacional. O aumento das atividades de turismo e lazer, resultando em um intenso tráfego de embarcações de grande e pequeno porte, poderia afugentar alguns indivíduos, mais sensíveis a este tipo de impacto. Bedjer et al. (2006) detectaram um decréscimo na população de botos-

da-tainha (*Tursiops* sp.) na Austrália com o aumento no tráfego de embarcações de turismo. Ao mesmo tempo, o verão é a época de maior abundância de alimento na Baía da Babitonga (Cremer, 2007), podendo ser também uma época importante em termos de reprodução e cuidado parental para os botos-cinza, embora Rosas & Monteiro-Filho (2002) não tenham detectado sazonalidade na ovulação das fêmeas ou período de nascimentos na costa do estado do Paraná. Inversamente, Flach (2004) encontrou uma densidade um pouco maior no verão do que no inverno na Baía de Sepetiba, e relacionou este resultado aos deslocamentos realizados pelos indivíduos entre as baías de Sepetiba e Paraty, com possível finalidade de reprodução. Lodi (2003) verificou que o pico de nascimentos no verão coincide com o incremento sazonal de botos-cinza na Baía de Paraty; assim, o maior número de botos registrados nesta estação pode ser a consequência do número de indivíduos temporariamente entrando na região devido à maior disponibilidade de recursos alimentares, o que também poderia coincidir com o ápice do

período reprodutivo. Na Baía da Babitonga, filhotes são observados durante todo o ano, e como não houve diferença no número de indivíduos entre as estações, provavelmente não há uma movimentação significativa de indivíduos transeuntes, com finalidade exclusiva de reprodução.

O fato de os modelos de população fechada considerarem heterogeneidade, pode indicar um viés nos dados, por alguns indivíduos estarem sendo mais reconhecidos do que outros. Porém, pode ser uma indicação da presença de indivíduos residentes e transeuntes, que foram identificados pelos modelos do Desenho Robusto de Pollock, através da emigração de Markovian. A emigração temporária aparente ocorre quando membros de uma população são capturados em algumas ocasiões e não em outras, durante o período de estudo (Silva et al., 2009). Na Baía da Babitonga há uma baixa probabilidade de emigração e uma alta taxa de retorno, confirmando o alto grau de residência da população (Hardt et al., 2010). Em Caravelas, a emigração temporária (33%) e taxa de retorno

(67%) foram consideradas moderadas (Cantor et al., 2012). Silva et al. (2009) encontraram claras evidências de emigração temporária na população de *T. truncatus* do Arquipélago dos Açores, em Portugal, onde a probabilidade de emigração temporária variou de 42 a 76% durante o período de estudo. Dos 78 indivíduos fotoidentificados neste trabalho, 20,5% foram considerados transeuntes, por terem sido recapturados em apenas uma estação do ano (capítulo 2). Estes indivíduos podem ser imigrantes temporários de regiões adjacentes à Baía da Babitonga, assim como indivíduos considerados pouco ou parcialmente residentes podem emigrar temporariamente para outras regiões. Os indivíduos considerados parcialmente e pouco residentes representam 44,8% dos indivíduos fotoidentificados na Baía da Babitonga, embora possam apenas não terem sido capturados, o que não significa que deixaram a área temporariamente. Em estudos realizados com *T. truncatus* em Laguna e Tramandaí, foram identificados indivíduos deslocando-se entre estas duas áreas, causando variações

sazonais no tamanho da população, possivelmente acompanhando o período de migração da tainha (Simões-Lopes & Fabian, 1999).

A diferença encontrada entre as estimativas de abundância sazonais e anual pode indicar um grande número de indivíduos entrando e saindo da área ao longo do ano, ou um esforço amostral insuficiente, já que alguns indivíduos provavelmente estavam na área, mas não foram recapturados. A abundância anual de 209 botos-cinza habitando a Baía da Babitonga foi praticamente a mesma estimada por Cremer et al. (2011), que calculou em 208 indivíduos no período de dezembro de 2000 a dezembro de 2003 utilizando o método de transecção linear. Embora tenham sido utilizados métodos diferentes, poderia-se supor que esta população tem se mantido estável ao longo do tempo. Como foi ressaltado por Cantor et al. (2012), além de estimativas de abundância de populações de botos-cinza terem sido realizadas para poucas áreas de ocorrência da espécie, poucos estudos utilizaram análises de marcação-recaptura,

limitando as oportunidades de comparação. Considerando os estudos de Cantor et al. (2012) em Caravelas (700 km²), Cepile (2008) em Regência (235 km²) e Pizzorno (1999) na Baía de Guanabara (384 km²), a população de botos-cinza da Baía da Babitonga (160 km²) foi a maior estimada pela técnica da fotoidentificação associada a métodos de marcação-recaptura. Mesmo a Baía da Babitonga sendo a menor área estudada e tendo uma situação de simpatria entre botos-cinza e toninhas (*Pontoporia blainvillei*) (Cremer, 2007), a elevada abundância de botos-cinza, em comparação com os outros trabalhos citados, sugere que a área seja extremamente produtiva, suportando duas populações de pequenos cetáceos ao longo de todo o ano.

A estimativa de sobrevivência foi constante ao longo das estações indicando que, apesar da ocorrência de capturas acidentais da espécie em redes de pesca (Pinheiro & Cremer, 2003) e o possível aumento das atividades de pesca, a sobrevivência dos botos-cinza se mantém elevada ao longo do

ano. Porém, estas estimativas são preliminares e necessitam ser analisadas com um banco de dados de longo prazo, para que se possa ter uma tendência populacional. A estimativa de sobrevivência anual de 0,88 foi a mesma encontrada por Cantor et al. (2012) para a população de Caravelas, também estável durante o estudo. Embora poucas estimativas de sobrevivência tenham sido relatadas para o boto-cinza, a espécie parece apresentar uma alta taxa aparente de sobrevivência. Uma alta probabilidade de sobrevivência também foi observada para a população de *T. truncatus* de Laguna (Daura-Jorge, 2011).

Este estudo apresenta as primeiras estimativas de sobrevivência sazonais e anual, probabilidade de captura, e taxas de emigração e migração dos botos-cinza da Baía da Babitonga. Não se sabe o destino dos possíveis emigrantes temporários, já que comparações entre catálogos de fotoidentificação de áreas adjacentes nunca foram feitas. As baías mais próximas, onde foi registrada a ocorrência de populações de botos-cinza são a Baía Norte, Florianópolis (Simões-Lopes, 1988) (cerca de 170

km ao sul) e a Baía de Guaratuba, no Paraná (Monteiro-Filho et al., 1999) (cerca de 50 km ao norte). Apesar da população apresentar indícios de estabilidade ao longo dos últimos anos, é altamente recomendada a realização de estudos de longo prazo, para que se possam detectar tendências populacionais e o efeito das atividades antrópicas, podendo assim, contribuir na elaboração de estratégias de conservação eficazes.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o Fundo de Apoio à Pesquisa da UNIVILLE, por ter viabilizado o trabalho e à CAPES pela bolsa de mestrado concedida. Agradecemos a equipe do Projeto Toninhas pelo auxílio em campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ananias, S. M. A. 2006. *Fidelidade à área e padrão de associação em Sotalia guianensis, baseado na técnica de foto-identificação*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

- Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; White, G. C. 1994. *AIC model selection in overdispersed capture-recapture data*. Ecology. 75:1780-1793.
- Auger-Méthé, M. 2008. *Photo-identification of Narwals*. Dissertação de Mestrado. Dalhousie University.
- Baird, R. W.; Gorgone, A. M.; Ligon, A. D.; Hooker, S. K. 2001. *Mark-recapture abundance estimate of bottlenose dolphins (Tursiops truncatus) around Maui and Lana'I, Howai'I, during the winter of 2000/2001*. Report prepared under Contract #40JGNF0-00262 to the Southwest Fisheries, National Marine Fisheries Service, La Jolla, CA.
- Batista, R. L. G. 2008. *Uso de área e associação entre os botos-cinza Sotalia guianensis (van Bénédén, 1864) do estuário do Rio Paraguaçu-BA*. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz.
- Bjeder, A.; Samules, A.; Whitehead, H.; Gales, N.; Mann, J.; Connor, R.; Heithaus, M.; Watson-Capps, J.; Flaherty, C.; Krützen, M. 2006. *Decline in Relative Abundance of Bottlenose Dolphins Exposed to Long-Term Disturbance*. Conservation Biology. 20(6):1791-1798.
- Bressem, M. F. V.; Santos, M. C. O.; Oshima, J. E. F. 2009. *Skin diseases in Guiana dolphins (Sotalia guianensis) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible indicator of a compromised marine environment*. Marine Environmental Research. 67:63-68.
- Cantor, M.; Wedekin, L. L.; Daura-Jorge, F. G.; Rossi-Santos M. R.; Simões-Lopes P. C. 2012. *Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (Sotalia guianensis): an eighty year mark-recapture study*. Marine Mammal Science. 28(1): 63-83.
- Cepile, A. 2008. *Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividades do boto cinza, Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora.

- Cremer, M. J. 2007. *Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná.
- Cremer, M. J.; Hardt, F. A. S.; Tonello Junior, A. J.; Simões-Lopes, P. C. 2011. *Distribution and Status of the Guiana Dolphin Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Southern Brazil*. Zoological Studies. 50(3):327-337.
- Daura-Jorge, F. G. 2011. *Quantos? Onde? Como? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (Tursiops truncatus) em Laguna, sul do Brasil: implicações para conservação*. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná.
- Demori, J. 2008. *Análise histórica da contaminação por metais pesados na Baía da Babitonga, Santa Catarina*. Dissertação de Mestrado. Universidade do Vale do Itajaí.
- Fernandez, F. A. S. 1995. *Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura*. In: Peres-Neto, P. R.; Vallentin, J. L.; Fernandez, F. A. S. 1995. OECOLOGIA BRASILIENSIS. Volume II: Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. 01-26.
- Flach, L. 2004. *Densidade, tamanho populacional e distribuição do boto-cinza, (Sotalia guianensis) (Van Bénéden, 1864), na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro*. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais.
- Flach, L.; Flach, P. A.; Chiarello, A. G. 2008. *Density, abundance and distribution of the Guiana dolphin (Sotalia guianensis, Van Bénéden, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil*. Journal of Cetacean Research and Management. 10(1):31-36.
- Flores, P. A. C.; Bazzalo, M. 2004. *Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, Sotalia*

- fluviatilis, in *Baía Norte, Southern Brazil*. LAJAM. 3(1):37-52.
- Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral de Santa Catarina (GAPLAN/SC). 1986. *Atlas de Santa Catarina*. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro.
- 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*. Revista Brasileira de Biologia. 59(2):183-194.
- Gunnlaugsson, T.; Sigurjónsson, J. 1990. *A Note on the problem of False Positives in the Use of Natural Marking Data for Abundance Estimation*, In: Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 12, Hammond, P. S., Mizroch, S. A.; Donovan, G.P. (eds.) Cambridge International Whaling Commission. pp. 143-145.
- Hammond, P. S. 1995. *Estimating the abundance of marine mammals: a North Atlantic perspective*. Elsevier Science B.V. 3-12.
- Hammond, P. S.; Mizroch, S. A.; Donvan, G. P. 1990. *Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. Rep. Int. Whal. Comm (Special Issue) 12.
- Hardt, F. A. S.; Cremer, M. J.; Tonello Junior, A. J.; Simões-Lopes, P. C. A. 2010. *Residence patterns of the Guiana dolphin Sotalia guianensis in Babitonga Bay, Southern coast of Brazil*. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 8(1-2):117-121.
- Hardt, F. A. S. 2005. *Padrões de residência do golfinho Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 1998. *Proteção e Controle de*

- Ecosistemas Costeiros: manguezal da Baía de Babitonga*. Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca. Brasília, Edições IBAMA, 146p.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). 2001. *Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação*. Versão II. Brasília: Diretoria de Ecosistemas/Departamento de Vida Silvestre.
- Lettink, M.; Armstrong, D. P. 2003. *An introduction to using mark-recapture analysis for monitoring threatened species*. Department of Conservation Technical Series. 28A:5-32.
- Lodi, L. 2003. *Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, Sotalia guianensis (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil*. Atlântica, Rio Grande. 25(2):135-146.
- Ministério do Meio Ambiente - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (MMA-IBAMA). 2002. *Avaliação e Ações Prioritárias para Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: MMA/SBF.
- Ministério do Meio Ambiente - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (MMA-IBAMA). 2007. *Reserva de Fauna Baía da Babitonga*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília: MMA/SBF.
- Otis, D. L.; Burnham, K. P.; Whitw. G. C.; Anderson, D. R. 1978. *Statistical inference for capture data on closed animal populations*. Wildl Monogr 62:1-135.
- Pinheiro, L.; Cremer, M. J. C. 2003. *Etnoecologia e captura acidental de golfinhos (Cetacea: Pontoporiidae e Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina*. Desenvolvimento e Meio Ambiente. 8:69-75.
- Pizzorno, J. L. A. 1999. *Estimativa populacional do boto-cinza, Sotalia fluviatilis, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

- Pollock, K. H. 1982. A *capture-recapture design robust to unequal probability of capture*. *Journal of Wildlife Management* 46: 757–760.
- Rosas, F. C. W.; Monteiro-Filho, E. L. A. 2002. *Reproduction of estuarine dolphin (Sotalia guianensis) on the coast of Paraná, southern Brazil*. *Journal of Mammology*. 83:507-515.
- Santos, M. C. O.; Oshima, J. E. F.; Pacífico, E. S.; Silva, E. 2010. *Guiana dolphins, Sotalia guianensis (Cetacea: Delphinidae), in the Paranaguá Estuarine Complex: insights on the use of área based on the photo-identification technique*. *Zoologia* 27(3):324-330.
- Seber, G. A. F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. Edward Arnold, Londres. 654p.
- Silva, M. A.; Magalhães, S.; Prieto, R.; Santos, R. S.; Hammond, P. S. 2009. *Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration*. *Marine Ecology Progress Series*. 392:263-276.
- Simões-Lopes, P. C.; Fabian, M. E. 1999. *Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, Tursiops truncatus (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil*. *Revista brasileira de Zoologia*. 16(4):1017-1024.
- Stevick, P. T.; Palsbøll, P. J.; Smith, T. D.; Bravington, M. V.; Hammond, P. S. 2001. *Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture-recapture estimates of abundance*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1861–1870.
- Thomas, L.; Buckland, S.; Rextad, E. A.; Laake, J. L.; Strindberg, S.; Hedley, S. L. Bishop, J. R. B.; Marques, T. A.; Burnham, K. 2010. *Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size*. *Journal of Applied Ecology*. 47:5-14.
- White, G. C.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Otis, D. L. 1982. *Capture-Recapture and Removal Methods for*

- Sampling Closed Populations*. Los Alamos National Laboratory, LA-8787-NERP. 235 pp.
- White, G. C.; Burnham, K. P. 1999. *Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals*. *Bird Study* 46:120–138.
- Williams, B.; Nichols, J. D.; Conroy, M. J. 2002. *Analysis and management of animal populations*. Academic Press, San Diego.
- Wilson, B.; Hammond, P. S.; Thompson, P. M. 1999. *Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population (Tursiops truncatus)*. *Ecological Applications* 9:288–300.
- 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*. *Journal of Applied Ecology*, 34: 1365-1374.
- Würsig, B.; Jefferson, T. A. 1990. *Methods of photo-identification for small cetaceans*. *Rep. Int. Whal. Comm. (Special Issue)* 12:43-52.

CAPÍTULO 2

ÁREA DE VIDA E PADRÕES DE RESIDÊNCIA DE *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA, SANTA CATARINA, BRASIL

**ÁREA DE VIDA E PADRÕES DE RESIDÊNCIA DE
Sotalia guianensis (CETACEA: DELPHINIDAE) NA BAÍA
DA BABITONGA, SANTA CATARINA, BRASIL***

Beatriz Schulze¹ e Marta Jussara Cremer^{1,2}

¹Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis, Brasil. E-mail: beatrizschulze@hotmail.com; marta.cremer@univille.net

²Laboratório de Nectologia, Departamento de Ciências Biológicas, Universidade da Região de Joinville, Caixa Postal 110, Cep 89240-000, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil

Abstract. Home Range and Residence Patterns of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Babitonga Bay, Santa Catarina, Brazil. The home range and the analysis of the level of residence of individuals of a population can generate information on the time invested by an individual attending a given geographical area which may reflect the importance of this area to maintain the species. Our objectives are to estimate the home range and residence patterns of the population of estuarine dolphins that live in the Babitonga Bay, and compare

* Formatado segundo as normas da Revista Brasileira de Zoociências.

with the data already obtained for the region in previous studies. From 78 individuals photoidentified from November 2010 to September 2011, seven had 10 or more points of sighting. With the 95% fixed kernel method, the home range varied from 12.99 to 37.18 sq km (mean = 26.13 km²). With the method of the MPC the home range varied from 2.05 to 32.70 sq km (mean = 16.15 km²). In only one individual (# 084), the home range calculated by the MPC was greater than by the 95% fixed kernel. The core areas (50% fixed kernel) ranged from 3.86 to 12.47 sq km (mean = 7.47 km²). Few individuals have been seen only in one of the seasons, three (3.8%) in the spring, four (5.1%) in summer, five (6.4%) in the fall and four (5.1%) in winter, and these are considered transients. The residents, those recaptured in all seasons, represent 34.6% (24 individuals) of the photoidentified dolphins. Partially residents and little residents dolphins accounted for 44.8% (35 individuals) of the animals photoidentified. Given the high degree of anthropogenic impacts on the Babitonga Bay, it is very important to keep an ongoing study of the population in order to identify changes in the home range and residence patterns of individuals of *S. guianensis* that inhabit the area.

Keywords: estuarine dolphin, kernel, minimum convex polygynous, residents, transients.

Resumo. Área de vida e padrões de residência de *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil A área de vida e a análise do nível de residência dos indivíduos de uma população, pode gerar informações sobre o tempo investido por um animal frequentando uma determinada área geográfica que pode refletir a importância desta área para a manutenção da espécie. Os objetivos deste trabalho são estimar a área de vida e os padrões de residência da população de botos-cinza que habitam

a Baía da Babitonga, e comparar com os dados já obtidos para a região, em estudos anteriores. Dos 78 indivíduos fotoidentificados, de novembro de 2010 a setembro de 2011, 7 obtiveram 10 ou mais pontos de avistamento. Com o método kernel fixo 95%, as áreas de vida variaram de 12,99 a 37,18 km² (média = 26,13 km²). Variaram de 2,05 a 32,70 km² (média = 16,15 km²) com o método do MPC. Em apenas 1 indivíduo (#084), a área de vida calculada pelo MPC foi maior do que pelo kernel fixo 95%. As áreas nucleares (kernel fixo 50%) variaram de 3,86 a 12,47 km² (média = 7,47 km²). Poucos indivíduos foram avistados exclusivamente em uma das estações do ano, 3 (3,8%) na primavera, 4 (5,1%) no verão, 5 (6,4%) no outono e 4 (5,1%) no inverno, sendo estes os considerados transeuntes. Os indivíduos residentes, aqueles recapturados em todas as estações do ano, representam 34,61% (24 indivíduos) dos animais fotoidentificados. Botos-cinza parcialmente e pouco residentes representaram 44,8% (35 indivíduos) dos animais fotoidentificados. Tendo em vista o alto grau de impactos de origem antrópica na Baía da Babitonga torna-se de grande relevância um estudo contínuo da população, a fim de identificar alterações na área de vida e padrões de residência dos indivíduos de *S. guianensis* que habitam a região.

Palavras-chave: boto-cinza, kernel, mínimo polígono convexo, residentes, transeuntes.

INTRODUÇÃO

O conhecimento sobre a área de vida e padrões de residência dos cetáceos é muito importante para a elaboração de estratégias de conservação eficazes, já que o ambiente

marinho, principalmente a zona costeira, vem sendo cada vez mais afetado pelo desenvolvimento urbano. As técnicas de identificação individual em cetáceos constituem uma importante ferramenta para obter uma ampla variedade de informações a respeito da ecologia das espécies (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990). A fotoidentificação utilizando marcas naturais presentes principalmente na nadadeira dorsal dos golfinhos, permite a identificação individual, que pode ser usada no estudo da área de vida e padrões de residência dos indivíduos de uma população, entre outras aplicações (WÜRSIG & WÜRSIG, 1979).

O conceito de área de vida (*home range*) foi proposto por BURT (1943), como sendo a área utilizada por um indivíduo para realizar suas atividades vitais de forrageamento, reprodução e cuidado parental. É a associação entre o movimento de um animal e a distribuição dos recursos necessários para sua sobrevivência e reprodução (BÖRGER *et al.*, 2008). Vários fatores podem influenciar o tamanho da área

de vida de um animal. Dentre eles pode-se destacar o tamanho corporal, necessidades metabólicas, nível na categoria trófica, estrutura social, densidade populacional e produtividade do hábitat (BERGALLO, 1990). Ocasionalmente, um indivíduo pode ser observado fora da sua área normalmente utilizada, o que pode estar associado a saídas de caráter exploratório, não sendo considerado como parte da área de vida (BURT, 1943). A área de vida efetivamente utilizada por um animal tem grande importância, tanto para animais solitários ou para membros de um grupo, pelo fato desta área ser familiar ao animal, favorecendo o encontro de alimento e abrigo com menor gasto energético (BERGALLO, 1990).

Em geral, a área de vida de um indivíduo está representada por um ambiente heterogêneo, onde existem áreas ricas em recursos e áreas com baixa disponibilidade de presas (KARCMARSKI *et al.*, 2000). Desta forma, a maioria dos animais não utiliza a sua área de vida de forma homogênea, tendendo a concentrar seu tempo em regiões particulares, as chamadas

áreas nucleares (*core areas*) (DIXON & CHAPMAN, 1980). A área nuclear é a parte mais frequentada da área de vida, por conter os lugares mais apropriados principalmente para a alimentação (SAMUEL *et al.*, 1985; BERGALLO, 1990).

Os dados de fotoidentificação permitem estimar a área de vida através de diversos métodos. Leva-se em consideração o registro dos pontos de observação dos indivíduos estudados e posterior aplicação de estimadores (POWELL, 2000). A escolha de um estimador depende do objetivo do estudo, da natureza dos dados e do comportamento de movimentação do animal foco do estudo (LAVER, 2005). O método mais comum utilizado para estimar a área de vida de cetáceos, baseia-se no desenho de um polígono convexo que liga pontos extremos abrangendo todas as localizações conhecidas para um indivíduo ou população, sendo denominado de método do mínimo polígono convexo (MPC) (HAYNE, 1949). Para estimar a área de vida do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (VAN BÉNÉDEN, 1864), este método foi utilizado por BATISTA (2008) no estuário

do Rio Paraguaçu, Estado da Bahia; HARDT (2005) na Baía da Babilonga e por WEDEKIN *et al.* (2007) e FLORES & BAZZALO (2004) e na Baía Norte, Florianópolis.

O MPC é um método simples e de fácil execução, mas que não considera a densidade de registros para a estimativa da área de vida (POWELL, 2000). Por se basear nos pontos externos da distribuição, este método ignora toda a informação proveniente dos pontos internos de localização, que podem demonstrar as estruturas e tendências centrais da área de vida. Estas informações são importantes para o entendimento do todo (POWELL, 2000). Porém, por ser um método amplamente utilizado e eficaz na aplicação, permite a comparação entre áreas de ocorrência de uma mesma espécie.

O estimador de densidade de kernel é considerado um método eficiente para determinar áreas de vida em estudos de mamíferos, inclusive cetáceos (SEAMAN & POWELL, 1996). É um método que leva em consideração a intensidade de amostras por unidade de área, identificando, além da área de

vida, as áreas nucleares (LAVER, 2008). As áreas de vida dos botos-cinza de Cananéia (OSHIMA, 2008), da Baía da Babitonga (HARDT, 2005) e da Baía Norte (FLORES & BAZZALO, 2004) já foram estimadas com o método kernel.

A técnica da fotidentificação também permite a análise do nível de residência dos indivíduos de uma população, gerando informações sobre o tempo investido por um animal em uma determinada área geográfica (WELLS & SCOTT, 1990), indicando a relevância da área para a manutenção da população. A Baía da Babitonga, por exemplo, abriga uma população residente de botos-cinza vivendo em simpatria com uma população também residente de *Pontoporia blainvillei* (CREMER, 2007). Esta área está na lista de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade dos Mamíferos Marinhos (MMA-IBAMA, 2007).

O boto-cinza habita estuários, baías protegidas e áreas estritamente costeiras, exceto no Banco de Abrolhos (BOROBIA *et al.*, 1991), regiões extremamente atingidas pela pressão

antropogênica. A espécie é residente em diversas áreas ao longo de sua distribuição (FLORES, 1999; SIMÃO *et al.*, 2000; SANTOS *et al.*, 2001; HARDT, 2005). Em Santa Catarina, limite sul de ocorrência da espécie, foram relatadas populações residentes na Baía da Babitonga (HARDT, 2005) e na Baía Norte (FLORES, 1999).

Apesar da área de vida e padrões de residência do boto-cinza já terem sido estudados na Baía da Babitonga, o alto grau de impactos de origem antrópica na região pode ocasionar em mudanças temporais no grau de residência e padrões de uso da área, além da possibilidade de variações comportamentais, variações ambientais (como temperatura e precipitação), ou outros fatores que afetem a distribuição ou disponibilidade de recursos (KIE *et al.*, 2010). O monitoramento destes parâmetros em longo prazo permite registrar a influência das interferências antrópicas sobre a população, permitindo identificar alterações na área de vida e padrões e residência dos botos-cinza que habitam a região.

Os objetivos deste trabalho foram estimar a área de vida e os padrões de residência da população de botos-cinza que habitam a Baía da Babitonga, e comparar com os dados já obtidos para a região, nos anos de 2000 a 2003.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Baía da Babitonga comporta a última grande formação de manguezal do hemisfério sul, situada no norte do Estado de Santa Catarina ($26^{\circ}02' - 26^{\circ}28'S$ e $48^{\circ}28' - 48^{\circ}50'W$) (Fig. 1). Abriga aproximadamente 6201,54 ha de bosques de mangue em seu entorno, intercalados com margens formadas por praias arenosas e costões rochosos. Apesar de ser considerado um estuário homogêneo, a Baía da Babitonga recebe o aporte de vários rios, dentre eles, os principais abastecedores de água potável de Joinville, a maior cidade do estado. Sua área é de aproximadamente 160 km², com um comprimento máximo de 21 km e largura máxima de 5 km. A baía está conectada ao

oceano através de um canal com cerca de 1,7 km de largura (GAPLAN, 1986). As 83 ilhas, lajes e planícies de maré em seu interior, compõem a paisagem que tem um grande potencial turístico. O tráfego de embarcações pesqueiras e de turismo é intenso, assim como o de navios que utilizam os portos de São Francisco do Sul e Itapoá (DEMORI, 2008). A área sofre uma intensa pressão antrópica, causada pela ocupação irregular das margens e pela utilização da área portuária, estando exposta à impactos ambientais como a poluição sonora e química da água.

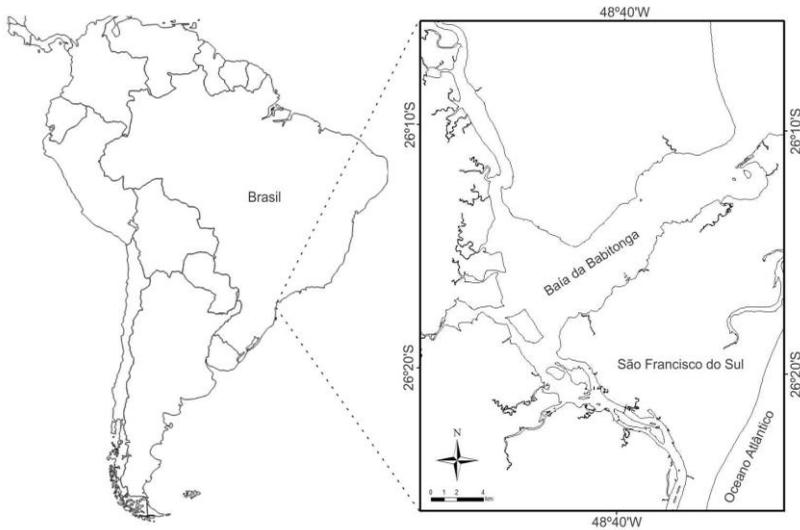


Figura 1. Localização da Baía da Babitonga, norte do estado de Santa Catarina, sul do Brasil, onde os estudos populacionais de *S. guianensis* foram desenvolvidos.

Coleta de dados

Para a análise da área de vida e padrões de residência da população de botos-cinza da Baía da Babitonga foram utilizados dados de fotoidentificação (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990). Para a identificação individual dos botos-cinza foram utilizadas marcas permanentes na nadadeira dorsal dos animais. Os animais foram fotografados a partir de uma embarcação de alumínio de 5,5 m de comprimento e motor de popa de 60 hp,

equipada com ecobatímetro e receptor GPS. Foram pré-estabelecidas duas rotas para a obtenção de dados individuais de localização geográfica dos animais, de modo que toda a área fosse amostrada, levando em consideração as condições de navegabilidade da baía (Fig. 2). Informações como hora do dia, condição de mar e vento, ponto geográfico, número de indivíduos e comportamento, foram anotadas em protocolos de campo. As fotos foram obtidas com um máquina fotográfica digital Canon 7D e lente 100-400 mm.

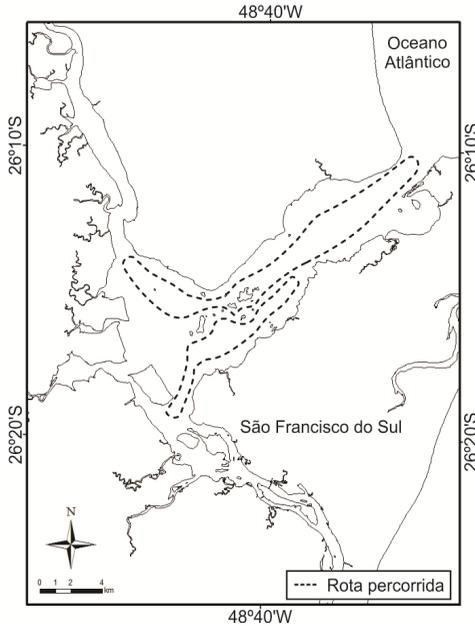


Figura 2. Rotas pré-definidas percorridas para a coleta de dados de fotoidentificação da população de botos-cinza da Baía da Babitonga, entre novembro de 2010 a setembro de 2011.

As amostragens foram realizadas de maneira que cada uma das rotas fosse percorrida 5 vezes por estação. Juntas, as rotas representavam uma ocasião de captura. Em dias onde um número reduzido de grupos foi avistado, era possível percorrer as duas rotas. As estações são bem definidas na região, sendo a primavera entre 23 de setembro e 22 de dezembro, o verão

entre 23 de dezembro e 22 de março, outono entre 23 de março e 22 de junho e o inverno entre 23 de junho e 22 de setembro.

Cada grupo de botos-cinza avistado durante o percurso da rota foi acompanhado em baixa velocidade, evitando-se interceptar o grupo, de modo que o fotógrafo estivesse em posição perpendicular aos animais e em condições favoráveis de luminosidade, conforme indicado por WÜRSIG & JEFFERSON (1990). Após 30 minutos de acompanhamento do grupo, a embarcação retomou a rota, em busca de outros grupos.

Análise dos dados

Em laboratório, as fotos foram classificadas quanto à qualidade (foco, ângulo e luz) e os indivíduos foram identificados e catalogados. Para a identificação dos animais, foram analisadas as marcas naturais encontradas na região dorsal dos botos-cinza, principalmente na nadadeira dorsal, como *nicks*, forma da silhueta e mutilações. As fotografias obtidas foram comparadas com o catálogo de botos-cinza da Baía da Babitoga (HARDT, 2005), e indivíduos considerados

novos foram incorporados ao catálogo. Os dados de posição geográfica foram inseridos em forma de planilha do programa Microsoft Excel. A partir da planilha foi realizada a plotagem das posições geográficas em uma base de dados georeferenciada da Baía da Babitonga com o programa ArcView 9.3. Para cada animal identificado com 10 ou mais pontos geográficos registrados, foi confeccionado um mapa de distribuição, com os pontos correspondentes à sua localização ao longo do estudo. Foram utilizadas apenas as posições geográficas no momento da avistagem de cada indivíduo, para garantir a independência dos dados. A área de vida foi estimada pelo método do Mínimo Polígono Convexo (HAYNE, 1949) e densidade de kernel Fixo (SEAMAN & POWELL, 1996). Para todas as estimativas de área de vida utilizou-se a extensão do programa ArcView 9.3 denominada *The Animal Movement analyst estension* – AMAE (HOOGE & EICHENLAUB, 1997).

Para estimar a área de vida pelo método kernel fixo, o raio de influência aplicado teve o seu tamanho determinado

pelo método *least squares cross-validation* (LSCV), considerado o mais eficaz por selecionar o raio com o mínimo erro estimado (SEAMAN & POWELL, 1996; POWELL, 2000). Foram escolhidos os limites que incorporaram 95% da distribuição dos pontos de utilização pelo indivíduo, que determina a área de vida excluindo possíveis saídas ocasionais e, 50%, permitindo-se assim, identificar também as áreas nucleares.

Ao se estimar a área de vida com o método do MPC, foram utilizados 100% dos pontos registrados para cada animal, por não ser possível identificar as possíveis saídas exploratórias. Embora não tenha dado diferença no tamanho da área, todas as áreas com sobreposição de ilhas e continente foram excluídas. Curvas cumulativas de área foram geradas com o programa BIOTAS 2.0 Alpha para verificar a suficiência da amostra, considerando que a área de vida de um animal aumenta conforme aumentam os pontos amostrais, até que

atinge a assíntota, refletindo a área de vida real (STICKEL, 1954).

O padrão de residência foi analisado a partir da observação do número de vezes em que o animal fotoidentificado foi reavistado ao longo do período de estudo, numa adaptação do método proposto por SIMÕES-LOPES & FABIAN (1999). Foi elaborada uma planilha de presença e ausência, a partir da qual as taxas de residência foram calculadas através da divisão do número de reavistagens pelo número de datas de esforço. Como a amostragem não foi feita em todos os meses porque o esforço foi concentrado dentro de cada estação, para a classificação do padrão de residência foram utilizadas categorias quanto à presença e ausência por estação do ano. Os indivíduos foram classificados em residentes (aqueles que foram vistos em todas as estações), parcialmente residentes (aqueles avistados em 3 estações), pouco residentes (aqueles avistados em 2 estações) ou

transeuntes (aqueles avistados em apenas uma estação) (adaptado de BALLANCE, 1990).

RESULTADOS

Área de Vida

Foram identificados 78 indivíduos no presente estudo, sendo que apenas sete tiveram 10 ou mais pontos de avistamento, permitindo a análise da área de vida. Com o método kernel fixo 95%, as áreas de vida variaram de 12,99 a 37,18 km² (média = 26,13 km²). Considerando o método do MPC, as áreas de vida variaram de 2,05 a 32,70 km² (média = 16,15 km²). Apenas para um indivíduo (#084) a área de vida calculada pelo MPC foi maior do que pelo kernel fixo 95%. As áreas nucleares (kernel fixo 50%) variaram de 3,86 a 12,47 km² (média = 7,47 km²) (Tab.1).

Tabela 1. Tamanho da área de vida pelos métodos kernel fixo 50% e 95%, e Mínimo Polígono Convexo (MPC) dos animais fotoidentificados na Baía da Babitonga, no período de novembro de 2010 a setembro de 2011, com 10 ou mais pontos geográficos distintos.

Animal	Kernel 50% (km²)	Kernel 95% (km²)	MPC (km²)	N° de posições
#044	11,41	29,28	16,92	10
#073	12,47	37,18	32,70	12
#074	3,86	12,99	2,05	10
#080	7,01	30,51	14,35	14
#083	4,39	18,67	5,06	10
#084	7,17	27,86	28,27	10
#087	5,98	26,40	13,71	11
Média	7,47	26,13	16,15	-

Todos os indivíduos estiveram concentrados na região central da Baía da Babitonga. As áreas nucleares (kernel 50%) ficaram localizadas na região entre a Ilha Grande, Ilha das Flores e Laranjeiras. Este resultado foi observado tanto com o método kernel fixo 50% e 95%, quanto com o método do MPC. Apenas os indivíduos #044 e #074, não apresentaram separações na área de vida estimada pelo método kernel 95%, (Fig. de 3 a 9). Nenhum indivíduo atingiu a assíntota na curva cumulativa de amostragem, indicando que houve uma

subestimação no cálculo da área de vida, devido ao baixo número de posições geográficas (Fig. de 3 a 9).

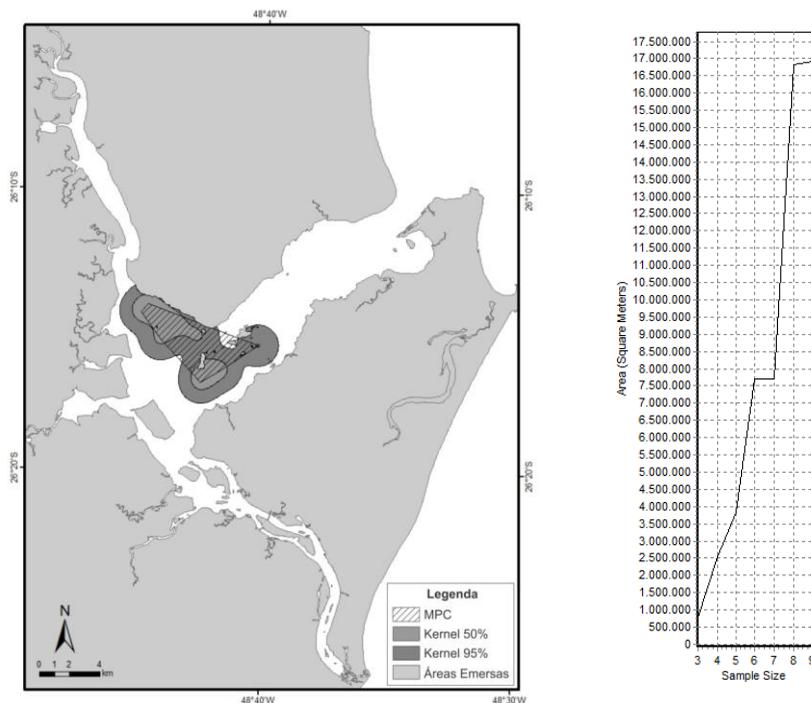


Figura 3. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #044 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas.

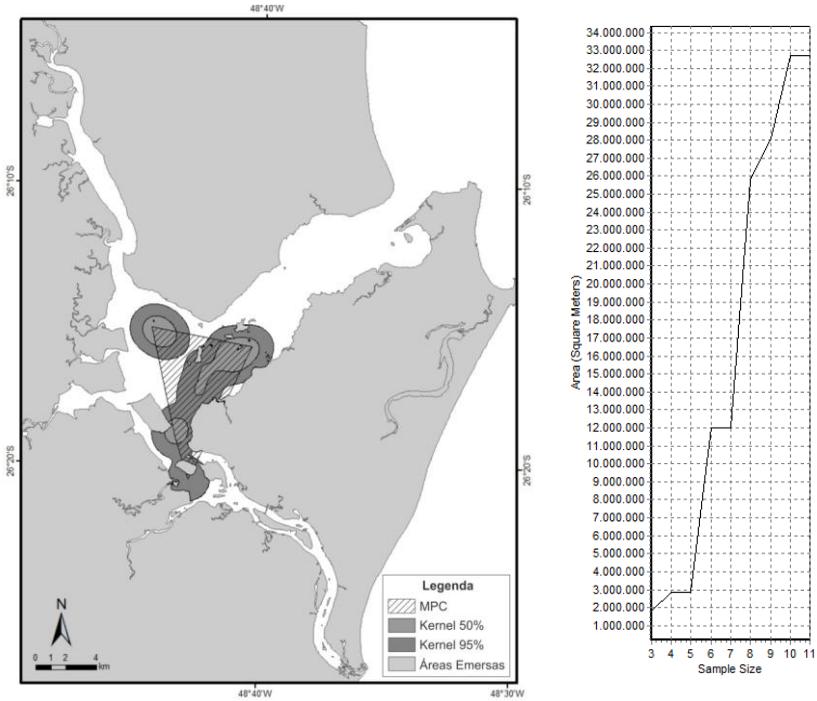


Figura 4. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #073 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 12 posições geográficas registradas.

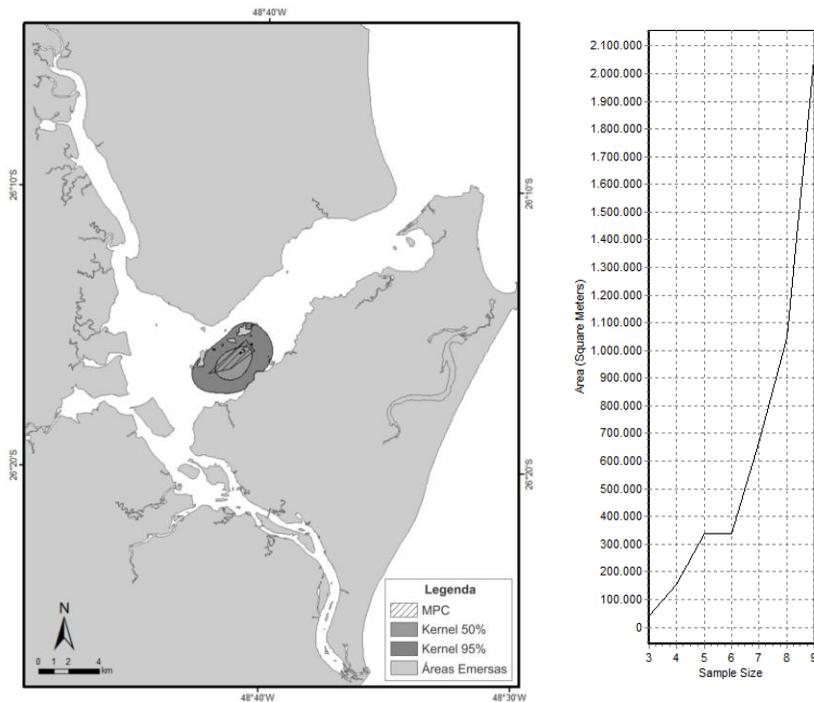


Figura 5. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #074 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas.

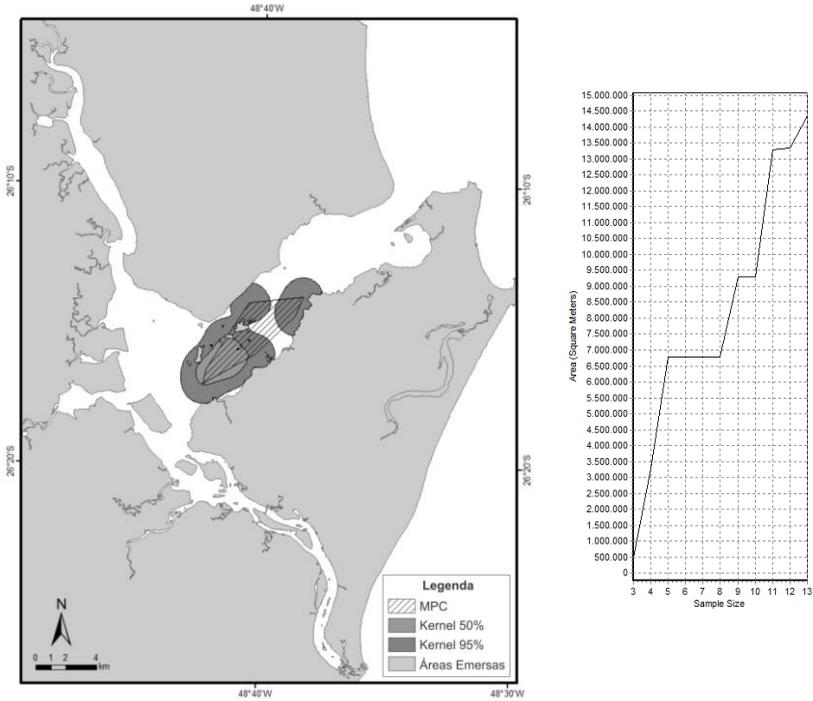


Figura 6. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #080 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 14 posições geográficas registradas.

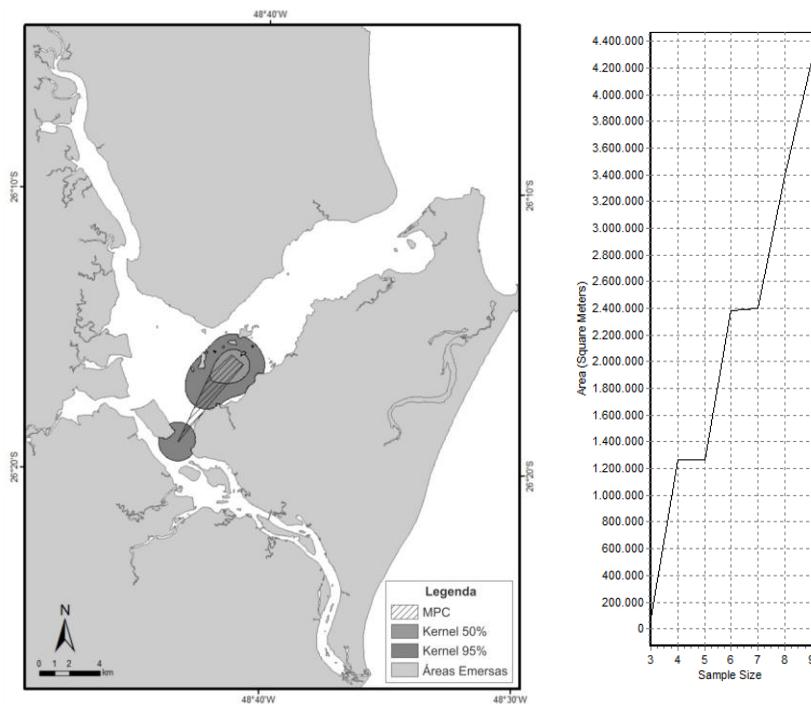


Figura 7. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #083 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas.

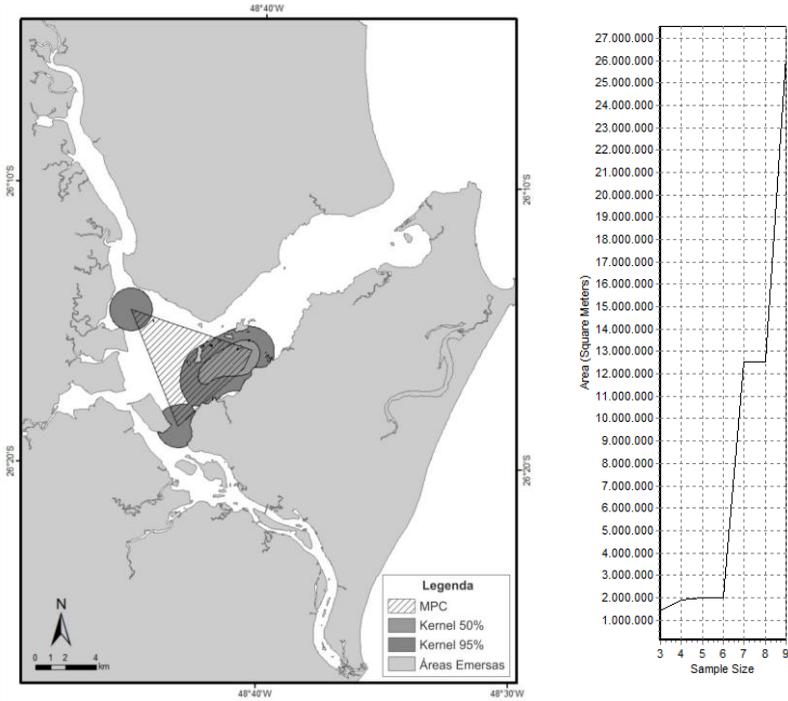


Figura 8. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #084 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 10 posições geográficas registradas.

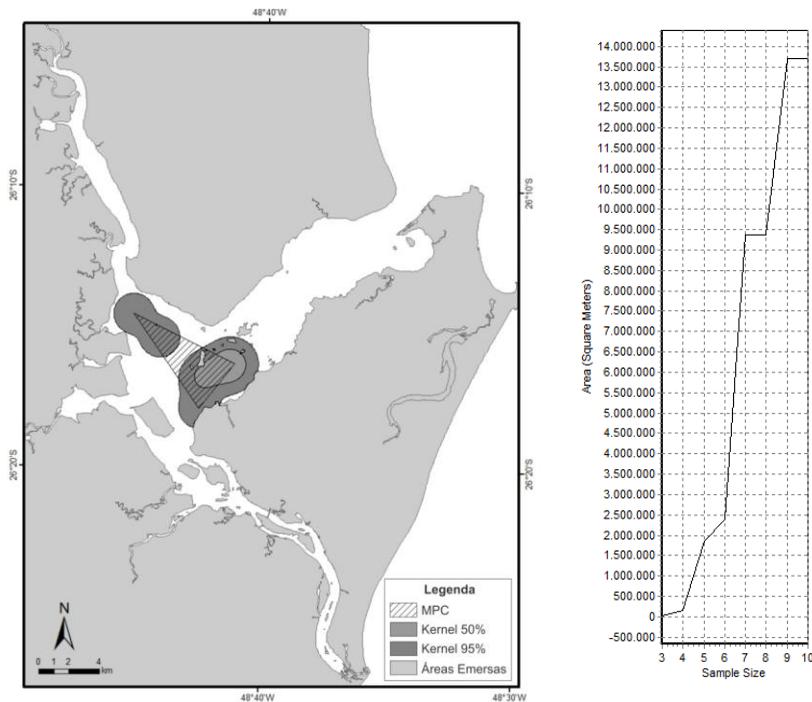


Figura 9. Área de vida estimada pelos métodos MPC e Kernel fixo a 50% e 95%, para o indivíduo #087 fotoidentificado na Baía da Babitonga, no período entre novembro de 2010 a setembro de 2011 e a respectiva curva acumulativa de amostragem de área com 11 posições geográficas registradas.

Padrão de residência

Dos 78 indivíduos fotoidentificados na Baía da Babitonga entre novembro de 2010 e setembro de 2011, 67,9% (n=53) foram avistados na primavera, 65,4% (n=51) foram avistados no verão, 67,95% (n=53) foram avistados no outono

e 74,36 (n=58) foram avistados no inverno. Dezesesseis indivíduos foram considerados transeuntes, ou seja, avistados exclusivamente em uma das estações do ano, sendo três (3,8%) na primavera, quatro (5,1%) no verão, cinco (6,4%) no outono e quatro (5,1%) no inverno. Os indivíduos residentes, aqueles recapturados em todas as estações do ano, representam 34,61% (n=24) dos animais fotoidentificados. Botos-cinza parcialmente ou pouco residentes representaram, juntos, 44,8% (n=35) dos animais fotoidentificados. A maior taxa de residência foi de 60%, encontrada para o indivíduo #080, considerado residente. As menores taxas de residência (5%) foram obtidas para os indivíduos transeuntes, que além de terem sido avistados em apenas uma estação, estiveram presentes em somente uma ocasião de recaptura. (Tab.2).

Tabela 2. Taxa e nível de residência dos indivíduos fotoidentificados na Baía da Babitonga, no período de novembro de 2010 a setembro de 2011. As áreas escuras representam a presença dos animais em cada estação do ano (P=primavera; V=verão; O=outono; I=inverno; R=residente, PAR=parcialmente residente; PR=pouco residente; T=transeunte).

ID	P	V	O	I	Nº de recapturas	Taxa de residência (%)	Nível de residência
#080					12	60	R
#073					11	55	R
#044					10	50	R
#074					10	50	R
#084					10	50	R
#087					10	50	R
#083					10	50	PAR
#034					9	45	R
#066					9	45	R
#006					8	40	R
#008					8	40	R
#016					8	40	R
#019					8	40	R
#021					8	40	PAR
#047					8	40	R
#059					8	40	PAR
#062					8	40	R
#069					8	40	PAR
#005					7	35	R
#024					7	35	PAR
#036					7	35	R
#039					7	35	R
#045					7	35	R

#067		7	35	R
#070		7	35	R
#072		7	35	R
#075		7	35	R
#082		7	35	R
#086		7	35	PAR
#011		6	30	PAR
#022		6	30	R
#037		6	30	PAR
#041		6	30	PAR
#042		6	30	PAR
#053		6	30	PAR
#085		6	30	PR
#004		5	25	R
#012		5	25	PR
#014		5	25	R
#015		5	25	PR
#050		5	25	PR
#057		5	25	PAR
#058		5	25	PAR
#065		5	25	PAR
#068		5	25	PR
#081		5	25	R
#088		5	25	PAR
#003		4	20	PR
#007		4	20	PAR
#009		4	20	PAR
#051		4	20	PAR
#026		3	15	PR
#048		3	15	PAR
#054		3	15	PAR
#063		3	15	PR
#077		3	15	PR

#089	██████	██████	3	15	PAR
#002			2	10	T
#032	██████	██████	2	10	PR
#038	██████		2	10	PR
#060		██████	2	10	PR
#071	██████		2	10	T
#078		██████	2	10	PR
#091	██████		2	10	PR
#013	██████		1	5	T
#017		██████	1	5	T
#025		██████	1	5	T
#027			1	5	T
#028		██████	1	5	T
#029		██████	1	5	T
#030		██████	1	5	T
#031		██████	1	5	T
#035		██████	1	5	T
#046			1	5	T
#052	██████		1	5	T
#076		██████	1	5	T
#079		██████	1	5	T
#090		██████	1	5	T

DISCUSSÃO

A população de botos-cinza que habita a Baía da Babitonga já vem sendo estudada desde 1997 (CREMER, 2000). Desta forma, dez dos indivíduos que haviam sido identificados no trabalho de HARDT *et al.* (2010) continuam sendo avistados.

Área de Vida

A média da área de vida (26,13 km²) do boto-cinza encontrada no presente trabalho com o método kernel 95% foi um pouco menor da registrada por HARDT (2005) para os indivíduos da mesma população, estimada com um valor médio de 29,15 km². O mesmo foi observado para as áreas nucleares (kernel 50%), e para as áreas de vida estimadas pelo MPC, em que as médias deste estudo foram menores das calculadas por HARDT (2005). Na Baía Norte, as médias de área de vida foram estimadas em 15,22 km², 1,49 km² e 13,38 km², para os métodos kernel 95%, kernel 50% e MPC, respectivamente (FLORES & BAZZALO, 2004), todas menores do que o estimado no presente estudo. Esta diferença entre o tamanho da área de vida em diferentes localidades, provavelmente está relacionada com o tamanho da população (aparentemente é menor na Baía Norte) e, com a disponibilidade e distribuição do recurso alimentar.

Em média, a área de vida estimada pelo método kernel fixo 95% foi 2,56 vezes maior do que a estimada pelo MPC. No único caso em que a área de vida estimada pelo MPC foi maior (indivíduo #084) a diferença foi de apenas 1,4%. Para o indivíduo #083, a área de vida estimada pelo kernel 95% foi 3,69 vezes maior do que com o MPC, ou seja, 13,61 km² de diferença.

Para cinco dos sete indivíduos que tiveram sua área de vida estimada pelo método kernel 95%, mais de uma região de concentração foi encontrada, o que indica uma subestimativa da área de vida, já que estas regiões não estão interligadas. O mesmo efeito foi observado por HARDT (2005) em 2 dos 5 animais analisados, e por FLORES & BAZZALO (2004) em 9 de 13 indivíduos da Baía Norte. O resultado das curvas acumulativas de amostragem reforça a idéia da subestimação, já que os pontos amostrais não foram suficientes para calcular a área de vida com maior precisão. O baixo número de amostras está relacionado com o esforço sistematizado para a coleta de

dados para a utilização de modelos de população fechada em estudos de abundância populacional (apresentado no capítulo 1 deste trabalho).

A sobreposição das áreas de vida registrada por HARDT (2005) foi atribuída ao maior esforço de campo em áreas conhecidas como de concentração dos animais. Este não foi o caso do presente estudo, já que toda a área de estudo foi amostrada de maneira uniforme através de rotas pré-estabelecidas. BATISTA (2008) que também percorreu uma rota pré-estabelecida no estuário de rio Paraguaçu (BA), relacionou a sobreposição de áreas de vida com a seleção do mesmo hábitat feita pelos botos-cinza, a fim de maximizar os ganhos energéticos. O mesmo pode ser observado na Baía da Babitonga, já que a maior área de concentração dos indivíduos, considerando inclusive as áreas nucleares, é também a maior área de sobreposição, que está localizada na região de maior concentração de recursos alimentares (CREMER, 2007).

CREMER (2000) detectou mudanças no padrão de distribuição do boto-cinza na Baía da Babitonga entre os anos de 1997 e 1998 devido a impactos de origem antrópica. Porém, a principal área de concentração entre Laranjeiras e Ilha da Rita (CREMER, 2000), observada também por HARDT (2005) e CREMER (2007) não sofreu alterações. Estes resultados não mostram uma mudança temporal aparente na área de vida dos botos-cinza da Baía da Babitonga.

Padrão de residência sazonal

Os padrões de residência podem fornecer informações sobre quanto tempo um indivíduo permanece em um determinado local e seus movimentos na área de estudo, além de se poder detectar possíveis respostas a diferentes ciclos naturais, ou impactos de origem antrópica. Estas informações contribuem para subsidiar medidas de conservação adequadas (ROSSI-SANTOS, 2006).

A abundância de recurso alimentar é provavelmente um dos fatores determinantes na ocorrência de populações

residentes de pequenos cetáceos em áreas estuarinas (BALLANCE 1992). Diferenças individuais no padrão de residência podem estar relacionadas à maneira individual de exploração do meio para atividades vitais, como alimentação e reprodução (BALLANCE, 1992).

Dos 78 indivíduos fotoidentificados durante este estudo, 27 foram considerados residentes por terem sido recapturados em todas as estações do ano. Os indivíduos #045 e #070 já tinham sido identificados como residentes por HARDT (2005), com taxas de residência muito parecidas. Os indivíduos #062 e #067, residentes neste estudo, foram considerados parcialmente residentes no trabalho de HARDT (2005), e o indivíduo #022, embora tenha sido considerado um residente sazonal por HARDT (2005), no presente estudo foi avistado em todas as estações do ano. Os padrões de residência descritos por NERY *et al.* (2008) sugerem que relativamente poucos adultos de botos-cinza utilizem a Baía de Sepetiba regularmente, devido ao longo intervalo entre as avistagens, e os indivíduos que

utilizam a baía com maior frequência são provavelmente as fêmeas reprodutivas. Padrões de residência também podem ser determinados pelas diferenças no requerimento de uso do espaço por machos e fêmeas (GERO *et al.*, 2005). A hipótese de que os indivíduos residentes da Baía da Babitonga sejam, na sua maioria, fêmeas ou de que os transeuntes sejam machos, não pôde ser confirmada, porque o sexo dos indivíduos não pôde ser determinado. Assim como no estuário de Caravelas, a ocorrência ocasional de animais transeuntes ou indivíduos que vivem em áreas adjacentes pode explicar os casos de animais bem marcados com uma baixa taxa de reavistagens, ou aqueles vistos somente uma vez (ROSSI-SANTOS, 2006).

Embora o indivíduo #065, tenha sido considerado como parcialmente residente, ele vem sendo avistado na Baía da Babitonga desde 1997 (CREMER, 2000) e foi considerado residente por HARDT (2005), indicando uma residência de no mínimo 15 anos. Dentre os outros indivíduos analisados em comum com o trabalho de HARDT (2005), o indivíduo #041

passou de residente para parcialmente residente, o indivíduo #050 passou de parcialmente residente para pouco residente, o indivíduo #054 permaneceu parcialmente residente, e o indivíduo #069 continua sendo classificado como parcialmente residente. Deve-se considerar que a não reavistagem de um indivíduo, não significa necessariamente que ele não esteja ocupando a área no momento da avistagem. Ele pode não ter sido detectado, pode ter uma área de vida maior ou pode estar realizando saídas de carácter exploratório.

Embora 44,8% dos indivíduos tenham sido considerados parcialmente e pouco residentes, as reavistagens mostram que eles continuam retornando à área em algumas épocas do ano. A presença de indivíduos residentes a longo prazo, e a persistência nas áreas de concentração indicam que Baía da Babitonga ainda é um importante local para a espécie, seja como fonte de alimento, refúgio e/ou reprodução. Por outro lado, o elevado grau de residência aumenta a exposição dos indivíduos aos impactos locais. Sugere-se então, que haja

uma continuidade deste trabalho com o aumento do esforço amostral e a utilização de dados pretéritos, para que se possa avaliar a área de vida e os padrões de residência em um estudo de longo prazo.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos o Fundo de Apoio à Pesquisa da UNIVILLE, por ter viabilizado o trabalho e à CAPES pela bolsa de mestrado concedida. Agradecemos o Professor Celso Voos pelo auxílio na utilização do programa ArcView 9.3 e a equipe do Projeto Toninhas pelo auxílio em campo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ballance, L.T. 1990. Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. Pp, 267-238. *In*: Leatherwood, S. e Reeves, R. R. (ed.). **The bottlenose dolphin**. San Diego: Academic Press. California.

Batista, R.L.G. 2008. **Uso de área e associação entre os botos-cinza *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) do estuário do Rio Paraguaçu-BA.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Santa Cruz. 74p.

Bergallo, H.G. 1990. Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. **Ciência e Cultura** **42** (12): 1067-1072.

Börger, L.; Dalziel, B.D. & Fryxell, J.M. 2008. Are there general mechanisms of animal home range behavior? A review and prospects for future research. **Ecology Letters** **11**: 637-650.

Borobia, M.; Siciliano, S.; Lodi, L. & Hoek, W. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Canadian Journal of Zoology** **69** (4): 1025-1039.

Burt, W.H. 1943. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy** **24**: 346-352.

Cremer, M.J. 2000. **Ecologia e conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de**

Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos. 226p.

Cremer, M.J. 2007. **Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil.** Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná. 232p.

Demori, J. 2008. **Análise histórica da contaminação por metais pesados na Baía da Babitonga, Santa Catarina.** Dissertação de Mestrado. Universidade do Vale do Itajaí. 94p.

Dixon, K.R. & Chapman, J.A. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. **Ecology** **61**: 1040-1044.

Flores, P.A.C. 1999. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil. **Marine Mammal Science** **15** (3): 840-847.

Flores, P.A.C. & Bazzalo, M. 2004. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia*

fluviatilis, in Baía Norte, Southern Brazil. **Latine American Journal of Aquatic Mammals** **3**: 37-52.

Gabinete de Planejamento e Coordenação Geral de Santa Catarina (GAPLAN/SC). 1986. **Atlas de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Aerofoto Cruzeiro.

Gero, S.; Bejder, L.; Whitehead, H.; Mann, J. & Connor, R.C. 2005. Behaviourally specific preferred associations in bottlenose dolphins (*Tursiops* spp). **Canadian Journal of Zoology** **83**: 1566-1573.

Hardt, F.A.S. 2005. **Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 120p.

Hardt, F.A.S.; Cremer, M.J.; Tonello Junior, A.J. & Simões-Lopes, P.C.A. 2010. Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, Southern coast of Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** **8** (1-2): 117-121.

Hayne, D.W. 1949. Calculation of size of home range. **Journal of Mammology** **30**: 1-18.

Karczmarski, L.; Cockroft, V.G, & McLachlan A. 2000. Habitat use and preferences of Indo-Pacific Humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. **Marine Mammal Science** **16**: 65-79.

Hooge, P.M. & Eichenlaub, B. 1997. Animal Movement Extension to ArcView (version 1.1). Anchorage, AK, Alaska **Biological Science Centre**, United States Geological Survey.

Kie, J.G.; Matthiopoulos, J.; Fieber, J.; Powell, R.A.; Cagnacci, F.; Mitchel, M.S.; Gaillard, J.M. & Moorcroft, P.R. 2010. The home-range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? **Phil. Trans. R. Soc.** **365**: 2221-2231.

Laver, P.N. 2005. Kernel Home Range Estimation for ArcGIS, using VBA and Arc Objects. User Manual. **Beta 2**. 62p.

Ministério do Meio Ambiente - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (MMA-

IBAMA). 2007. Reserva de Fauna Baía da Babitonga. **Ministério do Meio Ambiente, Brasília: MMA/SBF.**

Nery, M.F.; Espécie, M.A. & Simão, S.M. 2008. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 25 (2):182-187.

Oshima, J.E.F. 2008. **Uso de area por *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) no sistema estuarino-lagunar de Cananéia, SP, como subsídio para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental a derramamentos de óleo.** Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Estadual Paulista. 66p.

Powell, R. A. 2000. Animal home ranges and territories and home range estimators. *In*: Boitani, L.; Fuller, T. K. (ed.). **Research and Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences.** Columbia University Press, New York. 45p.

Rossi-Santos, M.R. 2006. **Ecologia comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1874) (Cetacea:**

Delphinidae) na região extremo sul do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná. 98p.

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

Samuel, M.D.; Pierce, D.J. & Garton, E.O. 1985. Identifying areas of concentration use within the home range. **Journal of Animal Ecology 54**: 711-719.

Seaman, D. E. & Powell, R. A. 1996. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology 77 (7)**: 2075-2085.

Simão, S.M., Pizzorno, J.L.A., Perry, V.N. e Siciliano, S. 2000. Aplicação da técnica de foto-identificação do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea, Delphinidae) da Baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente 7(1)**: 31-39.

Simões-Lopes, P.C. e. Fabián, M.E. 1999. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** **16**(4): 1017-1024.

Stickel, L.F. 1954. A comparison of certain methods of measuring the ranges of samall mammals. **Journal of Mammology** **35**: 1-15.

Wedekin, L.L., Piacentini, V.Q. Daura-Jorge, D.G. & Simões-Lopes, P.C. 2007. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, **67**, 1-8.

Wells, R.S. & Scott, M.D. 1990. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. *In*: P S. Hammond, S. A. Mizroch and G. P. Donovan, (ed.) **Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters**. International Whaling Commission (Special Issue 12). Cambridge, UK. 9p.

Würsig, B. & Jefferson, T.A. 1990. Methodology of photoidentification for small cetaceans, p. 43-52. *In*: P.S. Hammond; S.A. Mizroch & G.P. Donovan (ed.). **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters**. Cambridge, International Whaling Commission, special issue 12. 440p.

Würsig, B. & Würsig, M. 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science** **198** (4318): 755-756.