

UNIVERSIDADE DO VALE DO RIO DOS SINOS – UNISINOS  
UNIDADE ACADÊMICA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA  
DIVERSIDADE E MANEJO DA VIDA SILVESTRE  
NÍVEL MESTRADO

CAMILA MARCHETTO

ESTIMATIVAS DE ABUNDÂNCIA DO BOTO-CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*)  
(CETACEA, DELPHINIDAE) NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ  
UTILIZANDO MODELOS DE CAPTURA-RECAPTURA

SÃO LEOPOLDO  
2010

Camila Marchetto

ESTIMATIVAS DE ABUNDÂNCIA DO BOTO-CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*)  
(CETACEA, DELPHINIDAE) NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ  
UTILIZANDO MODELOS DE CAPTURA-RECAPTURA

Dissertação apresentada como requisito parcial  
para a obtenção do título de Mestre pelo  
Programa de Pós-Graduação em Biologia -  
Diversidade e Manejo da Vida Silvestre - da  
Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Orientador: Dra. Maria Virgínia Petry

São Leopoldo  
2010

Camila Marchetto

ESTIMATIVAS DE ABUNDÂNCIA DO BOTO-CINZA (*SOTALIA GUIANENSIS*)  
(CETACEA, DELPHINIDAE) NO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ  
UTILIZANDO MODELOS DE CAPTURA-RECAPTURA

Dissertação apresentada como requisito parcial  
para a obtenção do título de Mestre pelo  
Programa de Pós-Graduação em Biologia -  
Diversidade e Manejo da Vida Silvestre - da  
Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Aprovado em:

BANCA EXAMINADORA

---

Dra. Maria Virgínia Petry – Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS)

---

Dr. Daniel Danilewicz Schiavon – Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC)

---

Dra. Lilian Sander Hoffmann – Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Dedico este trabalho ao meu pai, Silmar, e  
minha mãe, Iliene, pelo apoio incondicional  
sempre!

## AGRADECIMENTOS

“Eeee, ôôô, vida de boto; boto marcado é boto feliz”. Começo meus agradecimentos com essa “melodia” que sempre ouvi no barco durante os trabalhos de campo no Paraná. Por isso, em primeiro lugar, agradeço ao Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos, que além de alegrar as saídas a campo com essa música, apostou em mim e me confiou esta parte do trabalho. Sou imensamente grata pela confiança, pela oportunidade, pelos conselhos e pelas intermináveis conversas sobre diversos assuntos a respeito da dor e da delícia de se trabalhar com cetáceos. Do fundo do meu coração, muito obrigada por tudo!

Em segundo lugar, mas não menos importante, agradeço à Profa. Dra. Maria Virgínia Petry que aceitou ser minha orientadora e que me proporcionou diversas oportunidades de viver o mestrado de verdade. Obrigada por todas as oportunidades a mim concedidas e por me fazer sentir realmente parte da sua equipe. Serão anos inesquecíveis de minha vida profissional e pessoal também.

Aos meus pais, Silmar e Iliene, pelo amor e apoio incondicional desde o início desta conquista. Obrigada por todas as palavras de incentivo durante esta caminhada, por acreditarem e por se orgulharem de mim! O apoio de vocês foi muito importante, assim como o “paitrocínio” e “mãetrocínio”, pois sem isso certas coisas seriam impossíveis... Agradeço também à minha irmã Eloisa, que também é bióloga (mais uma pra família), pelo companheirismo e por ceder sua escrivantina para a conclusão de algumas etapas deste trabalho.

Aos amigos e colegas de mestrado e, principalmente, aos colegas do Laboratório de Ornitologia e Animais Marinhos da UNISINOS por me proporcionarem muitos momentos divertidos, pela amizade, pela ajuda nos campos (fedidos) do litoral, pela força e apoio nos momentos de finalização deste trabalho. Vocês serão amigos que eu levarei para a vida toda.

Às minhas amigas-irmãs do tempo da graduação onde a paixão pela biologia marinha e pelos golfinhos começou: Luty, Mila, Leli e Vivi (Grupo B3 Boto). Foram intermináveis discussões sobre as paixões marinhas de cada uma, sobre o nosso futuro e sobre nossos sonhos. Obrigada por essa amizade que com certeza será eterna.

Às pessoas que coletaram os dados durante os anos anteriores ao mestrado e que foram utilizados neste trabalho. Não tive a oportunidade de conhecer todas pessoalmente, mas fica aqui meu agradecimento.

Ao Eduardo Pacífico (Dudu) pela ajuda importantíssima nas análises dos dados e discussões matemáticas via e-mail ou skype. Muito obrigada pela paciência e pela disponibilidade em ajudar frente aos meus apelos (algumas vezes desesperados!!!).

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela bolsa de estudos concedida para a realização do mestrado.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento do projeto através do “Programa Jovem Pesquisador” para que este trabalho fosse possível de ser executado.

À Earthwatch Institute pelo patrocínio para aquisição do equipamento utilizado em campo e à Cetacean Society International (CSI) e Whale and Dolphin Conservation Society (WDACS) pelo auxílio durante o desenvolvimento do estudo.

Ao Núcleo Pró-Ação - Guaraqueçaba da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC/PR) na pessoa da Sra. Therezinha por ceder o alojamento durante as temporadas de campo.

E a todos os sabiás-laranjeira (*Turdus rufiventris*) por cantarem – e encantarem – incansavelmente durante os dias de elaboração desta dissertação em São Leopoldo. Com certeza a beleza do seu canto tornou estes momentos muito mais leves e deixaram minha rotina bem menos árdua.

Descobri como é bom chegar quando se tem paciência.

E para se chegar, onde quer que seja,  
aprendi que não é preciso dominar a força, mas a razão.

É preciso, antes de mais nada, querer.

(Amyr Klink)

## RESUMO

Estimativas de abundância populacional são consideradas importantes parâmetros ecológicos. Estudos envolvendo estes parâmetros são escassos e concentrados em regiões específicas da distribuição do boto-cinza (*Sotalia guianensis*). O objetivo deste estudo foi obter a estimativa da abundância populacional desta espécie em um setor do Complexo Estuarino de Paranaguá (PR) (25°22'S – 25°27'S; 48°12'W – 48°40'W). Foram realizadas saídas a campo para aplicação da técnica de fotoidentificação no período compreendido entre o inverno de 2006 e o inverno de 2008. Uma área total de 110 km<sup>2</sup> foi dividida em três subáreas menores para que cada parte selecionada fosse amostrada em um dia. Para as saídas a campo utilizou-se uma embarcação de alumínio realizando um deslocamento em zig-zag pelo estuário a fim de aumentar a chance de encontro com os grupos de botos. A fotoidentificação foi realizada com uma câmera digital reflex 35 mm, acoplada a lentes zoom de 400 mm. As fotos tomadas foram classificadas em categorias de acordo com o foco, contraste e tamanho da nadadeira dorsal em relação à distância do fotógrafo. Para a estimativa de abundância da população utilizaram-se modelos de captura-recaptura para populações fechadas. Durante o período de estudo foram realizadas 39 saídas a campo com 227 grupos de botos que variaram de dois a 100 indivíduos (média ± DP: 12,7 ± 16,6 indivíduos). Um total de 40.340 fotografias foi tomado, sendo 13.522 (33,5%) consideradas de qualidade suficiente para serem analisadas. Dentre as fotografias de excelente qualidade, 3.114 ou 23,03% foram de indivíduos que possuíam marcas conspícuas nas nadadeiras dorsais e que permitiram uma identificação individual, totalizando 109 indivíduos diferentes identificados ao longo das temporadas de estudo. A estimativa do tamanho da população variou de 200 a 441 indivíduos dependendo do modelo utilizado. Esta pode ser considerada uma estimativa mínima, visto que somente uma parte do Complexo Estuarino de Paranaguá foi amostrada neste estudo. Em vista disso, recomenda-se amostrar toda a extensão do CEP para obter a estimativa total da população local. Do mesmo modo, este dado é importante para compor o banco de informações da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias de conservação do boto-cinza e de outros recursos biológicos locais.

Palavras-chave: *Sotalia guianensis*. Abundância populacional. Fotoidentificação. Captura-recaptura.

## ABSTRACT

Population abundance estimates can be considered one of the most important ecological parameters. Studies on Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) estimates are scarce and concentrated in specific areas of its distribution. The objective of the present study was to estimate the population size of this species in a sector of the Paranaguá Estuarine Complex (PEC) (25°22'S – 25°27'S; 48°12'W – 48°40'W), state of Paraná, Brazil. Surveys were conducted to apply the technique of photo-identification from winter 2006 to winter 2008. An area of 110 km<sup>2</sup> was divided into three smaller subareas to allow each selected portion of the estuary to be surveyed in a day. Boat-based surveys followed a random zig-zag pattern in the estuary in order to maximize the chance of encountering groups of dolphins. The photo-identification was performed using a 35 mm reflex digital camera with a 400 mm zoom lens. Photographs were classified into categories according to the focus, contrast and size of the dorsal fin in relation to distance from the photographer. Capture-recapture models for closed populations were used. A total of 39 surveys was conducted and 227 groups of dolphins were recorded, ranging from two to 100 individuals (mean  $\pm$  SD: 12.7  $\pm$  16.6 individuals). A total of 40.340 photographs was taken, from which 13.522 (33.5%) were considered useful for identification purposes. A total of 3.114 (23.03%) photographs allowed individual identification, resulting in 109 individuals identified through different seasons. The estimates gathered ranged from 200 to 441 individuals depending on the selected model. This is a minimum estimate, since only a part of the Paranaguá Estuarine Complex was sampled. It is recommended to survey the whole estuarine area where dolphins can be found in order to reach an accurate estimate of the total population size. This study adds another information to the database of the Environmental Protection Area of Guaraqueçaba, contributing to the development of conservation strategies of estuarine dolphins and other local biological resources.

Keywords: *Sotalia guianensis*. Population abundance. Photo-identification. Capture-recapture.

## LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - O boto-cinza <i>Sotalia guianensis</i> .....	13
FIGURA 2 - Área de ocorrência de <i>S. guianensis</i> .....	13
FIGURA 3 - Mapa representando o Complexo Estuarino de Paranaguá e sua ligação com o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape-Cananéia.....	27
FIGURA 4 - Mapa representando o Complexo Estuarino de Paranaguá.....	28
FIGURA 5 - Mapa indicando a área de estudo.....	29
FIGURA 6 - Fotografias de qualidade zero (0).....	31
FIGURA 7 - Fotografias de qualidade um (1).....	31
FIGURA 8 - Fotografias de qualidade um (2) classificadas como “2S”.....	32
FIGURA 9 - Fotografias de qualidade um (2) classificadas como “2C”.....	32
FIGURA 10 - Número de avistagens de indivíduos de <i>S. guianensis</i> .....	37
FIGURA 11 - Curva de descobrimento de indivíduos de <i>S. guianensis</i> em todas as temporadas.....	38
FIGURA 12 - Curva de descobrimento de indivíduos <i>S. guianensis</i> no inverno de 2006....	38
FIGURA 13 - Curva de descobrimento de indivíduos <i>S. guianensis</i> no verão de 2007.....	39
FIGURA 14 - Curva de descobrimento de indivíduos <i>S. guianensis</i> no inverno de 2007....	39
FIGURA 15 - Curva de descobrimento de indivíduos <i>S. guianensis</i> no verão de 2008.....	39
FIGURA 16 - Curva de descobrimento de indivíduos <i>S. guianensis</i> no inverno de 2008....	40
FIGURA 17 - Estimativas de abundância populacional de <i>S. guianensis</i> no inverno de 2006.....	41
FIGURA 18 - Estimativas de abundância populacional de <i>S. guianensis</i> no verão de 2007.....	43
FIGURA 19 - Estimativas de abundância populacional de <i>S. guianensis</i> no inverno de 2007.....	45
FIGURA 20 - Estimativas de abundância populacional de <i>S. guianensis</i> no verão de 2008.....	47
FIGURA 21 - Estimativas de abundância populacional de <i>S. guianensis</i> no inverno de 2008.....	49
FIGURA 22 - Média das estimativas populacionais para os indivíduos marcados de <i>S. guianensis</i> .....	50
FIGURA 23 - Média das estimativas populacionais de <i>S. guianensis</i> .....	50

## LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Resumo das saídas a campo de todas as temporadas com número total de fotos, proporção de indivíduos marcados e total de indivíduos identificados.....	36
TABELA 2 - Taxas de reavistagens de indivíduos de <i>S. guianensis</i> em todas as temporadas.....	38
TABELA 3 - Histórico da temporada de campo referente ao inverno de 2006.....	40
TABELA 4 - Estimativas de abundância de <i>S. guianensis</i> para o inverno de 2006.....	41
TABELA 5 - Histórico da temporada de campo referente ao verão de 2007.....	42
TABELA 6 - Estimativas de abundância de <i>S. guianensis</i> para o verão de 2007.....	43
TABELA 7 - Histórico da temporada de campo referente ao inverno de 2007.....	44
TABELA 8 - Estimativas de abundância de <i>S. guianensis</i> para o inverno de 2007.....	44
TABELA 9 - Histórico da temporada de campo referente ao verão de 2008.....	46
TABELA 10 - Estimativas de abundância de <i>S. guianensis</i> para o verão de 2008.....	46
TABELA 11 - Histórico da temporada de campo referente ao inverno de 2008.....	48
TABELA 12 - Estimativas de abundância de <i>S. guianensis</i> para o inverno de 2008.....	48

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	12
1.1 A Ordem Cetacea e o Boto-Cinza, <i>Sotalia guianensis</i> .....	12
1.2 Estimativas de Abundância de Cetáceos .....	15
1.3 Estimativas de Abundância Utilizando a Técnica de Captura-Recaptura.....	17
1.4 Avaliação de Parâmetros Populacionais para <i>S. guianensis</i> .....	22
<b>2 OBJETIVO</b> .....	26
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	27
3.1 Área de Estudo .....	27
3.2 Coleta de Dados .....	29
3.3 Análise das Fotografias .....	30
3.4 Estimativas de Abundância .....	32
<b>4 RESULTADOS</b> .....	36
4.1 Resultados Gerais.....	36
4.2 Estimativas de Abundância .....	40
4.2.1 Inverno de 2006 .....	40
4.2.2 Verão de 2007 .....	42
4.2.3 Inverno de 2007 .....	44
4.2.4 Verão de 2008 .....	46
4.2.5 Inverno 2008 .....	48
<b>5 DISCUSSÃO</b> .....	51
5.1 Pressupostos dos Modelos de Captura-Recaptura .....	51
5.2 Análise das Fotografias .....	54
5.3 Proporção de Indivíduos Marcados na População e Taxas de Recapturas.....	55
5.4 Estimativas de Abundância .....	56
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES</b> .....	61
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	63

## 1 INTRODUÇÃO

### 1.1 A Ordem Cetacea e o Boto-Cinza, *Sotalia guianensis*

A ordem Cetacea compreende espécies de mamíferos que possuem hábitos de vida exclusivamente aquáticos e está dividida em duas subordens: Mysticeti, representada pelas baleias com cerdas bucais como, por exemplo, a baleia-jubarte *Megaptera novaeangliae* e a baleia-franca-austral *Eubalaena australis* e Odontoceti, representada pelos cetáceos com dentes como, por exemplo, o cachalote *Physeter macrocephalus*, o golfinho-nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus* e o golfinho-do-porto *Phocoena phocoena* (BARNES, 2002; BERTA; SUMICH; KOVACS, 2006).

Nos últimos anos, estudos filogenéticos moleculares revelaram novas informações sobre a classificação zoológica dos organismos que, anteriormente, baseava-se apenas em caracteres morfológicos (MURPHY; EIZIRIK, 2009). Em relação aos mamíferos, análises de DNA mitocondrial levaram ao estabelecimento da ordem Cetartiodactyla, agrupando cetáceos e artiodáctilos devido ao grau de parentesco observado entre estes dois grupos (GATESY, 2009; MURPHY; EIZIRIK, 2009).

Os cetáceos são cosmopolitas, distribuindo-se por regiões tropicais e polares, podendo ser encontrados em todos os oceanos e mares do planeta, tanto em águas costeiras como oceânicas. Além disso, algumas espécies também podem habitar rios e estuários (BARNES, 2002; FORCADA, 2009).

Para o Brasil foram reportadas 46 espécies de cetáceos (IBAMA, 2001; SANTOS et al., 2003, 2010d; SOUZA et al., 2005) e dentre estas, o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) (Figura 1) pode ser considerada uma das mais comuns. Esta espécie é encontrada em águas costeiras do Atlântico Ocidental na América Central e do Sul, ocorrendo desde o norte de Santa Catarina (27°S) até Honduras (15°N) (FLORES; DA SILVA, 2009) (Figura 2).



Figura 1: O boto-cinza, *Sotalia guianensis*. Foto: Marcos Santos.

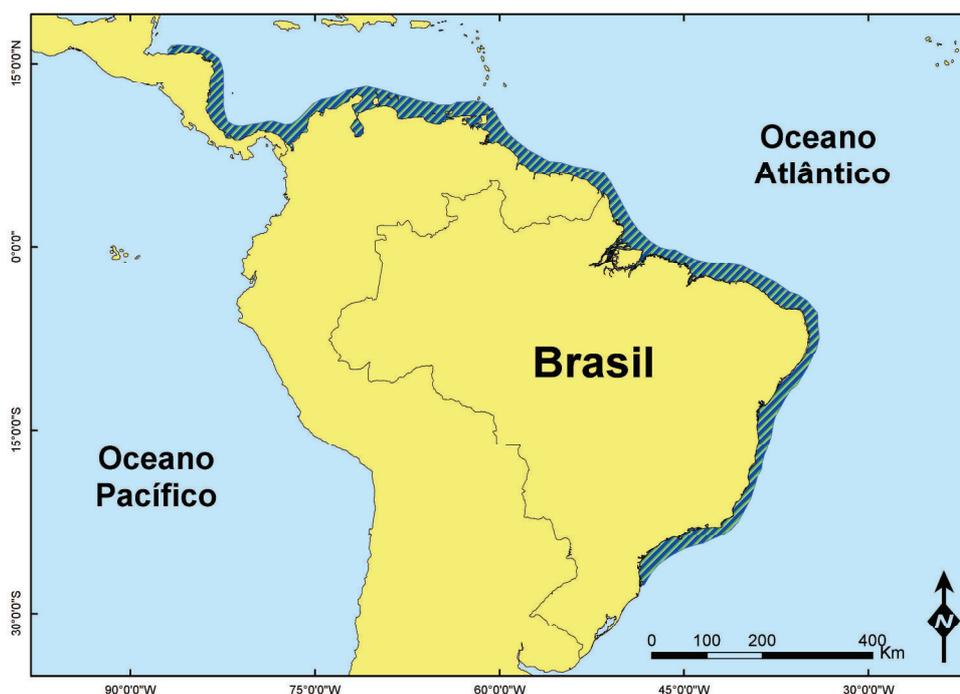


Figura 2: Representação da área de ocorrência de *S. guianensis*. Adaptado de Reeves et al. (2002).

Recentemente o gênero *Sotalia* foi dividido em duas espécies: uma espécie fluvial, *S. fluviatilis*, comumente conhecida por tucuxi, com distribuição reportada para a bacia hidrográfica do rio Amazonas, e outra marinha, *S. guianensis*, o boto-cinza, ocupando as águas costeiras da América do Sul e Central (CABALLERO et al., 2007; CUNHA et al., 2005). A espécie marinha possui um tamanho maior, um número maior de dentes na

mandíbula e coloração mais clara que a espécie fluvial (CABALLERO et al., 2007; CUNHA et al., 2005).

O boto-cinza apresenta coloração acinzentada no dorso e seu ventre pode variar entre o rosa e o branco. Pode chegar a até um pouco mais de dois metros de comprimento na idade adulta, sendo que ao nascer seu tamanho pode variar entre 91,2 e 106 cm atingindo a maturidade física por volta dos seis ou sete anos de idade (BOROBIA, 1989; RAMOS; DI BENEDITTO; LIMA, 2000; ROSAS, 2000; SANTOS; ROSSO; RAMOS, 2003; SCHMIEGELOW, 1990). Possui entre 26 e 36 dentes de mesmo tamanho em cada ramo mandibular e maxilar (DA SILVA; BEST, 1994; FLORES; DA SILVA, 2009). É bastante sociável e seu comportamento é bastante arisco, não se aproximando nem acompanhando embarcações (FLORES; DA SILVA, 2009).

Apesar de abundante na costa brasileira, *S. guianensis* é considerada como insuficientemente conhecida pela *World Conservation Union* (IUCN, 2008) e pelo Plano de Ação para os Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001). O fato da espécie ser relativamente difícil de ser estudada em seu ambiente natural devido à ausência de dimorfismo sexual, tamanho pequeno, preferência por águas turvas costeiras e estuarinas e comportamento de fuga de embarcações (SANTOS et al., 2000), aliado às restrições econômicas às pesquisas com mamíferos aquáticos nos países em desenvolvimento onde ela ocorre, faz com que existam limitadas informações acerca da história natural e dos dados demográficos ao longo de sua distribuição, contribuindo para a inclusão da espécie nesta categoria (IBAMA, 2001).

As principais ameaças que afetam a espécie estão diretamente relacionadas com a destruição dos habitats costeiros, como poluição por agrotóxicos e efluentes industriais, construção de barragens, desmatamento de margens e manguezais, tráfego de embarcações, desenvolvimento urbano em regiões costeiras com conseqüente exploração de mangues e estuários, capturas acidentais em redes de pesca e molestamentos intencionais por embarcações de turismo e lazer (IBAMA, 2001).

Diversos estudos envolvendo aspectos da biologia de *S. guianensis* foram desenvolvidos nos últimos anos no Brasil (ver DI BENEDITTO; RAMOS, 2004; DI BENEDITTO; SICILIANO, 2007; SANTOS et al., 2002). Em relação aos aspectos ecológicos da espécie, vários trabalhos foram realizados envolvendo tamanho e composição de grupo (ver AZEVEDO et al., 2005; FLACH, L; FLACH, P; CHIARELLO, 2008; FLORES; FONTOURA, 2006; LODI, 2000; SANTOS et al., 2010a; SANTOS; ROSSO, 2007), uso de hábitat (ver AZEVEDO et al., 2007; SANTOS et al., 2010b) e fidelidade de

sítio (ver AZEVEDO et al., 2004; FLORES; FONTOURA, 2006; NERY; ESPÉCIE; SIMÃO, 2008; ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; MONTEIRO-FILHO, 2007; SANTOS; ACUÑA; ROSSO, 2001). Apesar do crescimento no número de estudos sobre *S. guianensis*, ainda faltam esforços voltados às avaliações de parâmetros populacionais.

## 1.2 Estimativas de Abundância de Cetáceos

A base fundamental de vários estudos ecológicos em nível de populações é a estimativa de abundância que pode ser avaliada de duas maneiras: densidade relativa ou absoluta. A densidade absoluta corresponde ao número de organismos por unidade de área ou volume. Já a densidade relativa é a densidade de uma população em relação à outra. Esta última é a mais adequada para estudos ecológicos, sendo mais fácil e barata de se determinar do que a densidade absoluta (KREBS, 1999).

Muitos estudos de estimativa de abundância populacional de vertebrados utilizam a técnica de marcação-recaptura a qual consiste em capturar e marcar indivíduos de uma população e então reamostrá-la para verificar qual fração de indivíduos possui as marcas. Os primeiros estudos ecológicos com vertebrados envolvendo esta técnica foram realizados com peixes por Petersen em 1896 e com patos por Lincoln em 1930 (ABUABARA; PETRERE JR, 1997; KREBS, 1999; OTIS et al., 1978).

Além de informações acerca de abundância, a técnica de marcação-recaptura também pode fornecer informações sobre taxas de nascimentos, mortalidade e deslocamentos da população estudada, porém requer tempo e esforço considerável para adquirir os dados, além de possuir uma série de pressupostos que devem ser atendidos em relação à população alvo de estudo (KREBS, 1999; OTIS et al., 1978).

A estimativa do número de indivíduos em uma população de cetáceos não é uma tarefa simples, pois esses mamíferos vivem submersos em ambiente aquático na totalidade de suas vidas, subindo à tona para respirar em intervalos de tempo variáveis e em locais geralmente imprevisíveis em uma área, possuem uma ampla área de distribuição e facilidade de deslocamentos em larga escala (WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999). Entretanto, existe uma série de técnicas a partir das quais a abundância populacional pode ser estimada. Para os cetáceos, as principais técnicas são: contagem na migração, amostragem de distâncias (*distance sampling* em inglês) e captura-recaptura (BUCKLAND; YORK, 2009).

A contagem na migração é aplicada às grandes baleias que realizam migração e que, ao passarem por pontos de observação próximos à costa durante seu deslocamento, permitem

que observadores realizem a contagem de uma grande parte da população. Apesar da necessidade de várias correções na aplicação desta técnica, este método fornece estimativas de abundância precisas e com baixo viés (BUCKLAND; YORK, 2009).

A técnica de *distance sampling* é a mais usada para a estimativa de abundância de cetáceos, sendo mais apropriada para populações nas quais os indivíduos são facilmente identificáveis e distribuídos dentro de uma dada área (BUCKLAND; YORK, 2009). Um dos métodos que utilizam esta técnica é a amostragem por transecto (*line transect*) a qual consiste em medir a distância perpendicular do observador em relação a cada animal identificado ao longo do transecto a ser percorrido (BUCKLAND; YORK, 2009; SEBER, 1982). No estudo com baleia-azul *Balaenoptera musculus* desenvolvido por Calambokidis e Barlow (2004) na costa oeste dos Estados Unidos e México esta técnica se mostrou bastante adequada.

Outra técnica bastante utilizada para cetáceos é a de marcação-recaptura, que também pode fornecer estimativas de taxas de sobrevivência e recrutamento, o que não é possível na amostragem por transecto. Esta técnica é útil em populações que se distribuem em grupos em determinados locais dentro de uma área maior e que ocorrem próximas à costa, sendo facilmente acessíveis por embarcações pequenas para aplicação desta metodologia (BUCKLAND & YORK, 2009; CALAMBOKIDIS; BARLOW 2004). Outra vantagem desta técnica é que ela permite uma estimativa da população total mesmo que nem todos os indivíduos estejam presentes na área de estudo naquele momento (CALAMBOKIDIS; BARLOW, 2004). Fairfield (1990), em seu estudo com a baleia-da-Groenlândia *Eubalaena glacialis* ao longo da costa leste da América do Norte, concluiu que as estimativas de abundância por marcação-recaptura foram de duas a 14 vezes mais precisas que as obtidas com os mesmos dados usando modelos de transectos lineares.

Calambokidis e Barlow (2004) destacaram que o uso da amostragem por transecto ou da técnica de captura-recaptura para estimar abundância tem uma série de vantagens. Os méritos e limitações de cada uma permitem selecionar o método mais adequado de acordo com a distribuição apresentada pela espécie alvo de estudo.

Embora o uso de marcas artificiais fosse muito utilizado e quase indispensável em estudos comportamentais nos anos de 1950 e 1960, o crescente número de estudos de longa duração mostrou que, principalmente grandes vertebrados de vida longa, podem ser identificados a partir de marcas naturais (WÜRSIG; JEFFERSON, 1990). O uso de tais marcas para investigar grupos de animais deu-se no início de 1970, com o advento de estudos de longo prazo com cetáceos (WÜRSIG; JEFFERSON, 1990). Em relação à técnica de marcação-recaptura, estudos que utilizam marcas naturais para identificar os animais vêm

sendo cada vez mais utilizados e são desenvolvidos com o uso da fotoidentificação (BUCKLAND; YORK, 2009). O uso de técnicas fotográficas para identificar indivíduos através de suas marcas tem sido utilizado com sucesso para diversas espécies de cetáceos, como por exemplo, baleia-franca-austral, *E. australis*, baleia-jubarte, *M. novaeangliae* e orca, *Orcinus orca*, ao longo de toda sua distribuição e utilizando marcas em diferentes partes do corpo: calosidades na região da cabeça, marcas na nadadeira caudal e dorsal (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990).

A fotoidentificação de cetáceos através de suas marcas naturais é uma ferramenta que pode ser utilizada para obter informações acerca de estrutura de grupo, fidelidade de sítio, padrões de movimentos e tamanho populacional. Em conjunto com outros estudos e aplicada em longo prazo, também pode otimizar a descrição de parâmetros de história de vida, tais como: idade na maturidade sexual, intervalo de nascimentos, tempo de vida e reprodução (HANSEN; DEFRAN, 1990; WÜRSIG; JEFFERSON, 1990). Pode ser considerada uma técnica bastante eficaz e com a grande vantagem de não ser invasiva e aparentemente pouco perturbar os animais objeto de estudo (HANSEN; DEFRAN, 1990). Além disso, os estudos de fotoidentificação com odontocetos são facilitados pelos habitats restritos apresentados por algumas populações (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990).

Os cetáceos possuem uma variedade de diferentes características naturais que podem ser utilizadas para a identificação dos indivíduos. Em muitas espécies, a nadadeira dorsal pode adquirir marcas ou entalhes resultantes de interações inter ou intraespecíficas que permitem uma identificação individual (WELLS, 2009), e que podem ser utilizadas em estudos de captura-recaptura utilizando a técnica de fotoidentificação.

### **1.3 Estimativas de Abundância Utilizando a Técnica de Captura-Recaptura**

A técnica de marcação-recaptura pode ser usada tanto para populações abertas quanto para populações fechadas. Uma população fechada é aquela que não muda em tamanho durante o período de estudo, ou seja, os efeitos de nascimentos, mortalidade e movimentos de indivíduos são desprezíveis. Esta condição só é verificada por um curto espaço de tempo e depende da escala temporal do ciclo de vida da espécie estudada. Já uma população aberta é aquela em que o seu tamanho varia em relação aos nascimentos, mortes e deslocamentos de indivíduos, sendo um caso mais comum. Para cada um destes tipos, diferentes métodos de estimativa de abundância populacional devem ser aplicados. Para as populações consideradas fechadas durante o período de estudo, pode-se aplicar os métodos de Petersen, Schnabel e

Schumacher-Eschmeyer (ABUABARA; PETRERE JR, 1997; KREBS, 1999; MANLY; MCDONALD; AMSTRUP, 2005; SEBER, 1982; SCHWARZ; SEBER, 1999; WHITE et al., 1982).

O método de Petersen é o mais simples, pois é baseado em duas ocasiões de amostragem: uma de captura e uma de recaptura (ABUABARA; PETRERE JR, 1997; CHAO; HUGGINS, 2005; KREBS, 1999; OTIS et al., 1978; SEBER, 1982). Pode ser obtido através da equação:

$$\frac{N}{M} = \frac{C}{R} \quad \text{que é igual a:} \quad N = \frac{CM}{R}$$

Sendo: N = Tamanho populacional

M = Número de indivíduos marcados na primeira amostra

C = Total de indivíduos capturados na segunda amostra

R = Número de indivíduos capturados na segunda amostra que já tinham sido capturados na primeira amostra, ou seja, o número de recapturas.

Este é um método que vem sendo largamente usado devido a sua simplicidade (ABUABARA; PETRERE JR, 1997; CALAMBOKIDIS; BARLOW 2004; FORCADA; AGUILAR, 2000; SMITH et al., 1999), porém é um modelo tendencioso, podendo superestimar o tamanho populacional, principalmente em amostras pequenas (ABUABARA; PETRERE JR, 1997; CHAO; HUGGINS, 2005). Para reduzir este enviesamento, Seber (1982) recomenda a modificação proposta por Chapman:

$$N = \frac{(M+1)(C+1)}{(R+1)} - 1$$

Com as mesmas notações do modelo de Petersen.

Este modelo não é enviesado se  $(M+C) \geq N$  e pouco enviesado se tiver ao menos sete recapturas ( $R \geq 7$ ), considerando amostra sem reposição, ou seja, para sete ou mais recapturas pode-se ter 95% de confiança que o viés de N é desprezível (CHAO; HUGGINS, 2005; KREBS, 1999; SEBER, 1982).

Em algumas situações, a segunda amostra é realizada com reposição, fazendo com que o mesmo indivíduo possa ser contado mais de uma vez. Nestes casos, o tamanho da segunda

amostra (C) pode ser maior que o tamanho total da população (N) e o mais adequado é a utilização do modelo proposto por Bailey em 1952:

$$N = \frac{M(C+1)}{(R+1)}$$

(ver ABUABARA; PETRERE JR, 1997; KREBS, 1999; SEBER, 1982).

Este modelo difere ligeiramente do anterior e é pouco enviesado quando o número de recapturas (R) é  $\geq 7$  (KREBS, 1999).

Para estimativas geradas a partir de dados provenientes do uso da técnica de fotoidentificação, Hammond (1986) recomenda a modificação de Bailey. Porém, Calambokidis et al. (1990) recomendam amostragem sem reposição (estimador de Chapman) como mais indicada neste tipo de estudo por ser menos afetada pela heterogeneidade nas probabilidades de captura criada por repetidas avistagens do mesmo indivíduo.

Apesar de existirem modelos para se determinar a abundância de uma população, dificilmente o resultado do modelo será o valor exato do número de indivíduos da população em questão. Em vista disso, foram criados os intervalos de confiança, isto é, um intervalo de valores nos quais se espera que o valor real da população esteja incluído. Normalmente, usa-se o valor de 95% (CHAO; HUGGINS, 2005; KREBS, 1999).

Os intervalos de confiança são importantes guias da precisão das estimativas e, preferencialmente, devem ser os menores possíveis. Em relação às estimativas de Petersen, existem diferentes técnicas para se obter esses valores. Caso a razão  $R/C > 0,1$  deve-se usar o intervalo de confiança binomial, o qual é obtido mais facilmente através de gráficos. Caso a razão  $R/C < 0,1$  e o número de recapturas  $R > 50$  usa-se a aproximação normal. Porém, se  $R/C < 0,1$  e  $R < 50$ , deve ser utilizado o intervalo de confiança de Poisson (ABUABARA; PETRERE JR, 1997; KREBS, 1999; SEBER, 1982).

Outro método de estimativa de abundância utilizado é o de Schnabel, o qual é uma extensão do modelo de Petersen. No entanto, esse método comporta um maior número de ocasiões amostrais pois nem sempre é possível capturar indivíduos suficientes na primeira amostra (ABUABARA; PETRERE JR, 1997; CHAO; HUGGINS, 2005; KREBS, 1999; SEBER, 1982). Em cada amostra os indivíduos capturados são marcados e devolvidos ao ambiente, desta forma tem-se:

$$C = R + U$$

Sendo  $C$  = total de indivíduos capturados.

$R$  = número de indivíduos na amostra que já haviam sido capturados (portanto, número de recapturas).

$U$  = número de indivíduos capturados pela primeira vez.

A partir disso, a estimativa de abundância pelo método de Schnabel é dada por:

$$N = \frac{\sum (C M)}{\sum R}$$

Sendo:  $C$  = total de indivíduos capturados.

$R$  = número de indivíduos na amostra que já haviam sido capturados (portanto, número de recapturas).

$M$  = número de indivíduos marcados exatamente no instante antes desta amostra.

Caso a fração do total da população que foi capturada em cada amostra ( $C / N$ ) e a fração da população total que foi marcada ( $M / N$ ) forem sempre menores que 0,1, uma estimativa melhor é obtida por:

$$N = \frac{\sum (C M)}{\sum R + 1}$$

(ver KREBS, 1999; SEBER, 1982).

O método de Schumacher-Eschmeyer baseia-se em uma regressão linear da proporção de indivíduos recapturados em cada amostra em função do número de indivíduos marcados anteriormente e segue a fórmula:

$$N = \frac{\sum (C M^2)}{\sum (R M)}$$

(ver ABUABARA; PETRERE JR, 1997; KREBS, 1999; SEBER, 1982).

Com as mesmas notações já citadas anteriormente para os outros modelos.

Para o método de Schnabel os intervalos de confiança podem ser obtidos de duas maneiras: Se  $\sum R < 50$  deve ser utilizada a distribuição de Poisson, a qual é obtida através de tabelas específicas e o valor substituído em equações determinadas. Caso  $\sum R > 50$  utiliza-se a aproximação normal. No método de Schumacher-Eschmeyer usa-se sempre a aproximação normal, a despeito do número de capturas (KREBS, 1999).

Para que o valor da estimativa de abundância de populações fechadas seja considerado confiável, alguns pressupostos devem ser atendidos:

- 1- A população permanece constante durante o período de estudo;
- 2- Os indivíduos não perdem suas marcas no período entre amostragens;
- 3- Todas as marcas são corretamente reconhecidas;
- 4- Cada indivíduo possui uma constante e igual probabilidade de captura;
- 5- As marcas não alteram a probabilidade de captura ou recaptura dos indivíduos.

(ver CHAO; HUGGINS, 2005; KREBS, 1999; OTIS et al., 1978; SEBER, 1982; WHITE et al., 1982).

Qualquer método de estimativa aplicado deve ser baseado neste conjunto de premissas.

Um fator chave nos estudos envolvendo a técnica de captura-recaptura é a premissa de que todos os indivíduos tenham igual probabilidade de captura (CALAMBOKIDIS; BARLOW, 2004; SEBER, 1982). Porém, este pressuposto não é atendido na maioria dos estudos que envolvem esta técnica (OTIS et al., 1978), devido a uma inerente variação na probabilidade de captura, ou porque o ato de capturar pode afetar as próximas amostras (SEBER, 1982). No caso de cetáceos, as premissas podem ser violadas de diferentes maneiras, tais como: viés geográfico das amostras, diferenças entre indivíduos na frequência de exposição de partes do corpo para a fotoidentificação como, por exemplo, as nadadeiras, e divergências na distinção de suas marcas (CALAMBOKIDIS; BARLOW, 2004).

A questão do viés geográfico das amostras deve ser motivo de uma atenção maior, pois esta pode ser a principal causa de heterogeneidade na probabilidade de captura. Se a área de estudo não for corretamente amostrada, indivíduos que não têm a característica de fazerem grandes deslocamentos terão menores chances de serem capturados. Do contrário, indivíduos que, por se deslocarem muito e poderem visitar toda a área de estudo em um único dia, aumentam as chances de serem capturados, aumentando também as taxas de recapturas.

Para reduzir este efeito e relaxar a premissa de homogeneidade de captura, pode ser utilizado o programa CAPTURE (REXSTAD; BURNHAM, 1992) amplamente utilizado em análises de captura-recaptura para populações fechadas (WHITE et al., 1982) e que admite a

possibilidade de haver variação na probabilidade de captura ao incorporar uma série de modelos na análise dos dados. Seus estimadores utilizam três fontes de variação principais (CHAO; HUGGINS, 2005; OTIS et al., 1978; WHITE et al., 1982): temporal (Mt) onde a probabilidade de captura varia com o tempo devido às variáveis ambientais ou esforço de amostragem, isto é, a probabilidade de captura varia de uma ocasião amostral para a próxima; comportamental (Mb), na qual a probabilidade de captura varia em função de respostas comportamentais; e heterogeneidade dos indivíduos (Mh), que assume que a probabilidade de ser capturado varia de indivíduo para indivíduo. A partir destas, outras combinações possíveis são geradas: Mtb, Mth, Mbh, Mbth. Outro estimador (M0), no qual a probabilidade de captura é constante não havendo influência da heterogeneidade individual, do comportamento e do tempo, também é considerado, resultando em oito estimadores no total.

Segundo Stanley e Burnham (1998), a seleção do modelo adequado que se aplique ao conjunto de dados é crucial para a validade do resultado, porém, é um problema de decisão estatístico (AKAIKE, 1981). Em vista disso, o modelo selecionado deve ser aquele que melhor se aproxime da realidade. De acordo com o princípio da parcimônia, o objetivo da seleção do modelo é escolher dentre um conjunto aquele com parâmetros e estrutura que mais se ajusta aos dados (BURNHAM; ANDERSON 2001; STANLEY; BURNHAM, 1998). A partir disso, torna-se necessário um critério e um procedimento para definir e encontrar tal modelo. A seleção através de uma aproximação informativo-teórica é bem fundamentada e foi inicialmente proposta por Akaike em 1973. De acordo com Burnham e Anderson (2001) este método é simples, fácil de entender, convincente e relativamente comum, além de ser excelente para análises de dados ecológicos, tanto experimentais quanto observados *in situ*.

Esta abordagem é baseada em uma idéia de medida discrepante, denominada de informação de Kullback-Leibler (K-L), entre o modelo e a verdade. A finalidade é selecionar um modelo que minimize esta discrepância. Na prática, o AIC (*Akaike's Information Criterion*) é calculado para cada modelo dentro de um conjunto de modelos de aproximação plausíveis e, o mais adequado aos dados, terá o menor valor de AIC (AKAIKE, 1981; BURNHAM; ANDERSON 2001; STANLEY; BURNHAM, 1998).

#### **1.4 Avaliação de Parâmetros Populacionais para *S. guianensis***

Diversos estudos envolvendo aspectos ecológicos de *S. guianensis* foram desenvolvidos no Brasil através do uso da técnica de fotoidentificação. Dentre estes, pode-se destacar os que investigaram o tamanho e a composição de grupo para locais onde a espécie é

encontrada como, por exemplo, a Baía de Guanabara (RJ) onde os grupos variaram de um a 40 indivíduos (AZEVEDO et al., 2005) caracterizados pela presença de filhotes na maioria dos grupos. No estuário de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo, Santos e Rosso (2007) observaram que os tamanhos de grupo variaram de indivíduos solitários (raramente observados) a agregações de até 60 indivíduos, sendo que grupos contendo filhotes foram mais freqüentes do que os sem filhotes. Para o Complexo Estuarino de Paranaguá, localizado no litoral norte do estado do Paraná, os grupos variaram de dois a 90 indivíduos, com a maioria apresentando filhotes na sua composição (SANTOS et al., 2010a). Para a Baía Norte (SC) os grupos variaram de 60 a 80 indivíduos, compostos por todas as classes de idade (FLORES; FONTOURA, 2006).

Aspectos de uso de área de *S. guianensis* também foram investigados a partir da fotoidentificação. Batista (2008) verificou que os grupos de boto-cinza no estuário do Rio Paraguaçu (BA) se concentram em áreas com profundidades entre 20 e 30m. Azevedo et al. (2007) observaram que a maioria dos grupos foi observada em profundidades entre 5,1 e 15m na Baía de Guanabara (RJ), concentrando suas atividades no canal principal e em áreas rasas do norte da Baía. Nas subáreas amostradas no estuário de Cananéia (SP) nas quais os indivíduos de *S. guianensis* foram observados, a profundidade variou de 0,5 a 23m, a temperatura da água apresentou uma variação de 16 a 31°C, a transparência da água variou de 0,2 a 4m e a salinidade variou de 4 a 40ppm (SANTOS; ROSSO, 2007). No mesmo trabalho também foi observada uma correlação positiva entre tamanho de grupo e profundidade, sendo que grupos maiores foram observados na principal entrada do estuário onde a profundidade é maior. Para o complexo estuarino de Paranaguá (PR) Santos et al. (2010b) observaram a flexibilidade de movimentos de vários indivíduos (n=16) por todo o estuário. Nas subáreas amostradas, a profundidade variou de 0,4 a 35,9m, a temperatura da água apresentou uma variação de 15 a 31°C, a salinidade variou de 9,5 a 33ppm e a transparência da água variou de 0,4 a 3,8m, não havendo correlação entre os tamanhos dos grupos e as variáveis ambientais analisadas (SANTOS et al., 2010a).

A técnica de fotoidentificação também foi utilizada para investigar padrões de residência e fidelidade de sítio de *S. guianensis* em locais de sua distribuição no Brasil. No estuário do Rio Caravelas (BA) Rossi-Santos, Wedekin e Monteiro-Filho (2007) observaram que alguns indivíduos foram registrados por mais de três anos, caracterizando um longo período de residência da espécie na região. Porém, poucos indivíduos mostraram fidelidade pela área, com muitos outros apresentando movimentos constantes entre diferentes locais. Padrões de residência também foram observados na Baía de Sepetiba (RJ), sendo que os

adultos que utilizam regularmente a área são principalmente fêmeas com filhotes (NERY, ESPÉCIE; SIMÃO, 2008). Para o estuário de Cananéia (SP), Santos, Acuña e Rosso (2001) apresentaram a primeira evidência de fidelidade de sítio de três fêmeas de *S. guianensis* por uma pequena parcela do estuário. Elevadas freqüências de avistagens de outros indivíduos também evidenciam a existência de padrões de residência no local. Os resultados preliminares apresentados por Santos et al. (2010b) no Complexo Estuarino de Paranaguá (PR) correspondem à primeira evidência de fidelidade de sítio para vários indivíduos (n=11) monitorados.

A identificação individual de *S. guianensis* pela silhueta das nadadeiras dorsais também possibilitou o desenvolvimento de estudos acerca de estimativas de abundância. Estes foram desenvolvidos em poucos lugares, principalmente em baías e estuários ao longo de sua distribuição. Na região do Golfo de Morrosquillo na Colômbia Dussán-Duque, Wells e Bassos-Hull (2006) desenvolveram um estudo durante 19 meses aplicando a técnica de fotoidentificação para estimar a abundância da espécie no local. No Brasil, os estudos foram conduzidos em diversos locais de ocorrência de *S. guianensis*. Na Baía de Guanabara (RJ), o trabalho de Pizzorno (1999) foi desenvolvido entre maio de 1995 e julho de 1998 utilizando a técnica de captura-recaptura por fotoidentificação para três diferentes modelos de estimativa populacional resultando em uma estimativa de 69 a 75 indivíduos. Para o mesmo local e com a mesma técnica, Azevedo et al. (2003) estimou em 54 a 73 indivíduos a população de boto-cinza entre os meses de setembro de 2002 e setembro de 2003 aplicando apenas o estimador de Chapman. Também no estado do Rio de Janeiro, Campos et al. (2004) estimaram a abundância de *S. guianensis* na Baía de Sepetiba. Com o uso da técnica já citada, o trabalho foi desenvolvido entre fevereiro de 1994 e dezembro de 2001 aplicando os estimadores de Schnabel e Schumacher-Eschmeyer resultando em uma estimativa populacional entre 315 e 504 indivíduos. A região do estuário de Cananéia (SP) foi investigada por diversos autores aplicando a mesma técnica. Entre maio de 2000 e agosto de 2001, Acuña (2002) utilizou quatro diferentes estimadores de abundância obtendo uma estimativa entre 159 e 372 indivíduos. Santos e Zerbini (2006) investigaram a área durante os meses de maio de 2002 a julho de 2003 e utilizaram o método do *Pollock Robust Design* para estimar a abundância de *S. guianensis* em 290 a 360 indivíduos. O trabalho de Pacífico (2008) utilizou diferentes modelos para populações fechadas a fim de obter a estimativa populacional do boto-cinza durante três temporadas nos anos de 2007 e 2008, a qual variou entre 377 e 813 indivíduos.

Estudos envolvendo a densidade populacional de *S. guianensis* foram desenvolvidos em alguns locais através da técnica de amostragem por transecto (*line transect*). As

informações existentes são para a Reserva de Cayos Miskito na Nicarágua (EDWARDS; SCHNELL, 2001), Baía de Guanabara no Rio de Janeiro (GEISE, 1991), Estuário de Cananéia em São Paulo (GEISE, 1999) e Baía da Babitonga em Santa Catarina (CREMER; HARDT; TONELLO JÚNIOR, 2006).

Como destacado anteriormente, a técnica de fotoidentificação já foi aplicada para avaliar vários aspectos em relação à biologia e ecologia de *S. guianensis* ao longo de sua distribuição, demonstrando confiabilidade nos seus resultados. A utilização de tal método em estudos de abundância populacional para a referida espécie no Brasil ainda é escassa, apesar da grande vantagem de gerar mais informação acerca de parâmetros populacionais além da abundância, como taxas de sobrevivência e reprodução, o que não é possível na amostragem por transecto.

## 2 OBJETIVO

Diante do cenário apresentado, o presente estudo teve como objetivo estimar a abundância do boto-cinza *S. guianensis* com o uso da técnica de captura e recaptura por meio da aplicação de fotoidentificação em um setor do Complexo Estuarino de Paranaguá, sul do Brasil, entre os anos de 2006 e 2008.

Este objetivo se enquadra em duas das propostas de projetos e ações prioritárias para *S. guianensis* em águas brasileiras sugeridas pelo Plano de Ação para os Mamíferos Aquáticos do Brasil (IBAMA, 2001): 1- Estimativas de abundância populacional, preferencialmente obtidas em áreas representativas dos diferentes habitats utilizados pela espécie; 2- Levantamentos populacionais, principalmente estimativas de abundância, tendências, taxas de sobrevivência, intervalos de nascimento e fecundidade.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de Estudo

A área de estudo encontra-se no Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) ( $25^{\circ}22'S - 25^{\circ}27'S$ ;  $48^{\circ}12'W - 48^{\circ}40'W$ ), localizado no litoral norte do Estado do Paraná e que está conectado ao Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia (Figura 3). Este sistema está incluído no sistema de Floresta Atlântica da costa dos estados de Paraná e São Paulo, o qual foi tombado pela *United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization* (UNESCO) em 1999 como Patrimônio da Humanidade (UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION, 2010).

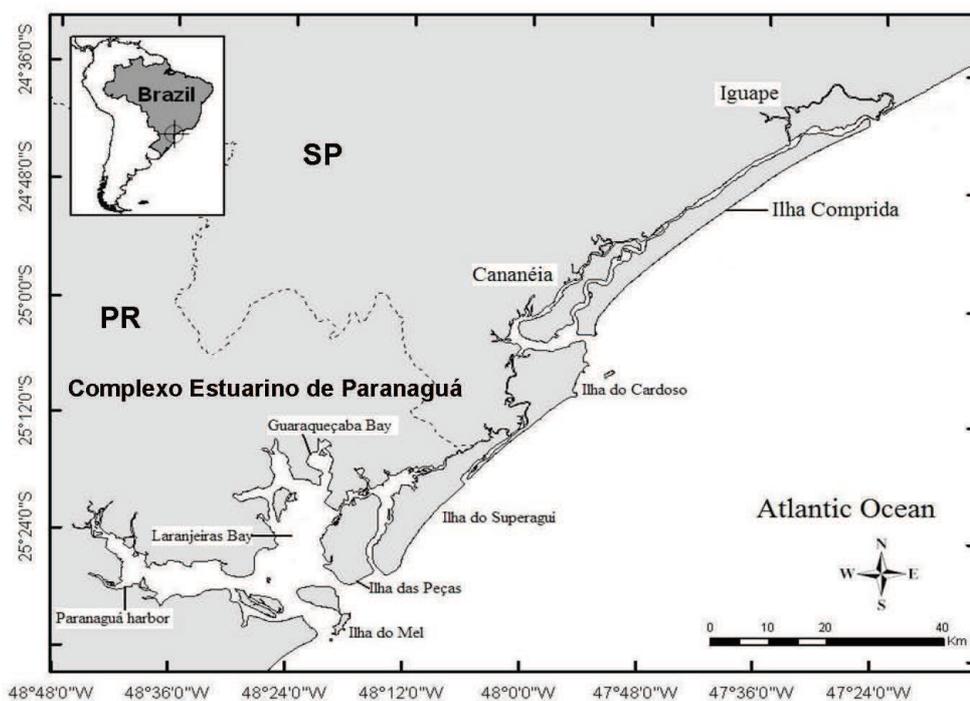


Figura 3: Mapa representando o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) localizado no litoral norte do estado do Paraná e sua ligação com o Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia no litoral sul do estado de São Paulo. Adaptado de Noernberg et al. (2006).

O CEP possui  $3870 \text{ km}^2$  de área de bacia hidrográfica dos quais  $551,8 \text{ km}^2$  correspondem ao principal corpo de água (NOERNBERG et al., 2006). Este complexo é dividido em cinco seções menores incluindo quatro baías principais (Paranaguá, Antonina, Laranjeiras e Pinheiros) e uma seção denominada Mistura. Por sua vez, cada uma destas é dividida em subestuários menores (Figura 4). As seções que apresentam as maiores áreas de corpo d'água são: Mistura ( $175,96 \text{ km}^2$ ) e Laranjeiras ( $159,65 \text{ km}^2$ ) (NOERNBERG et al., 2006).

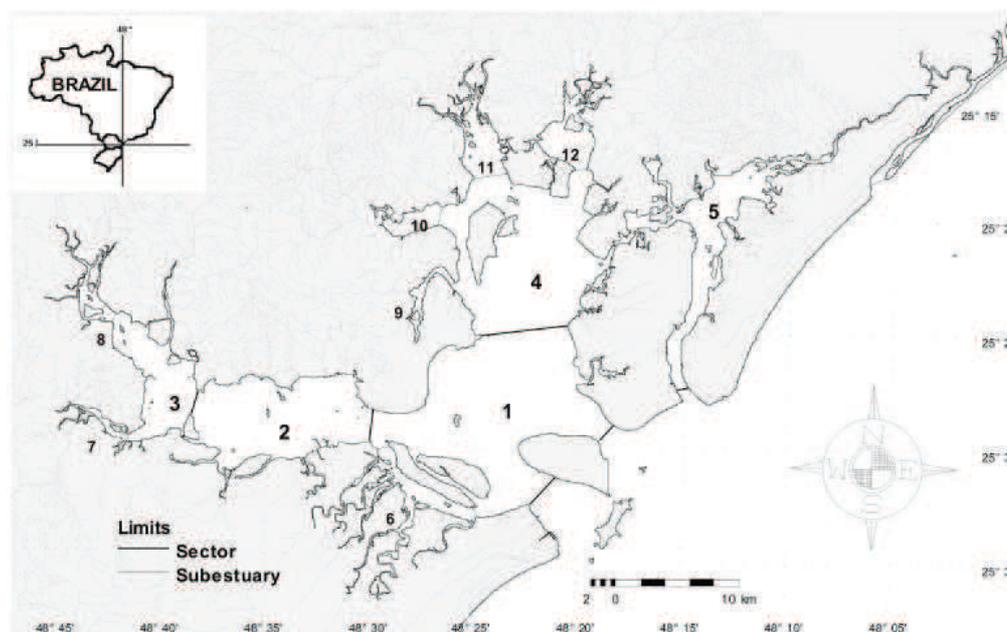


Figura 4: Mapa representando o Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) com suas respectivas divisões em seções (1 a 5): 1- Mistura; 2- Paranaguá; 3- Antonina; 4- Laranjeiras; 5- Pinheiros. Os números de 6 a 12 representam a divisão das seções em subestuários. Fonte: Noernberg et al. (2006).

A conexão deste sistema com o oceano se dá através de três canais, sendo a principal área de entrada o entorno da Ilha do Mel (LANA et al., 2000). O CEP é formado por diversos habitats naturais, como restingas, manguezais, marismas, costões rochosos e extensas planícies de marés, sendo os manguezais estruturalmente e funcionalmente diversos (LANA et al., 2000). Além disso, a área de estudo está inserida na Área de Proteção Ambiental Estadual de Guaraqueçaba e que tem como objetivo a proteção de uma porção representativa de Floresta Pluvial Atlântica no estado do Paraná (DECRETO Nº. 90.883, DE 31 DE JANEIRO DE 1985; DECRETO Nº 1.228, DE 27 DE MARÇO DE 1992).

Na região do CEP existem diversos fatores que podem causar alterações ambientais. O Porto de Paranaguá, localizado na área adjacente ao estuário, é o quarto maior do Brasil em movimentação de cargas, sendo o primeiro em exportações de produtos agrícolas como soja em grão e farelo (JÚNIOR; WOSCH, 2000). Como também ocorre movimentação de petróleo e derivados no Porto de Paranaguá, a possibilidade de acidentes com probabilidade de vazamento de óleo é existente, o que pode provocar sérios problemas ambientais no estuário (WICZOREK, 2006). A crescente exploração de áreas costeiras para construção de moradias e marinas, assim como o despejo de esgoto sem tratamento e lixo nessas áreas vêm ocorrendo também na região do estuário, apesar de ser considerada uma área de proteção ambiental.

O clima da região é classificado como Cfa, com uma precipitação anual média de 2.500mm e cerca de 85% de umidade do ar (LANA et al., 2000). A estação chuvosa inicia no

final da primavera e se estende por todo o verão e a estação seca compreende os meses de outono e inverno. A média de precipitação durante a estação chuvosa é cerca de três vezes maior que na estação seca (LANA et al., 2000). A salinidade e temperatura médias da água no verão variam, respectivamente, de 12-29ppm e 23-30°C e no inverno de 20-34ppm e 18-25°C (LANA et al., 2000).

Para a condução do presente estudo, delimitou-se uma subárea do CEP de 110 km<sup>2</sup> em função de limitações de tempo e econômicas em se cobrir todos os 551,8 km<sup>2</sup> nas temporadas de campo. A área de estudo foi subdividida em três para que duas delas fossem cobertas em uma mesma data, considerando-se os períodos da manhã e da tarde. A subdivisão procedeu-se da seguinte maneira: Baía das Laranjeiras e Baía de Guaraqueçaba (48 km<sup>2</sup>), Baía dos Pinheiros (34 km<sup>2</sup>) e Canal do Superagüi (28 km<sup>2</sup>) (Figura 5).

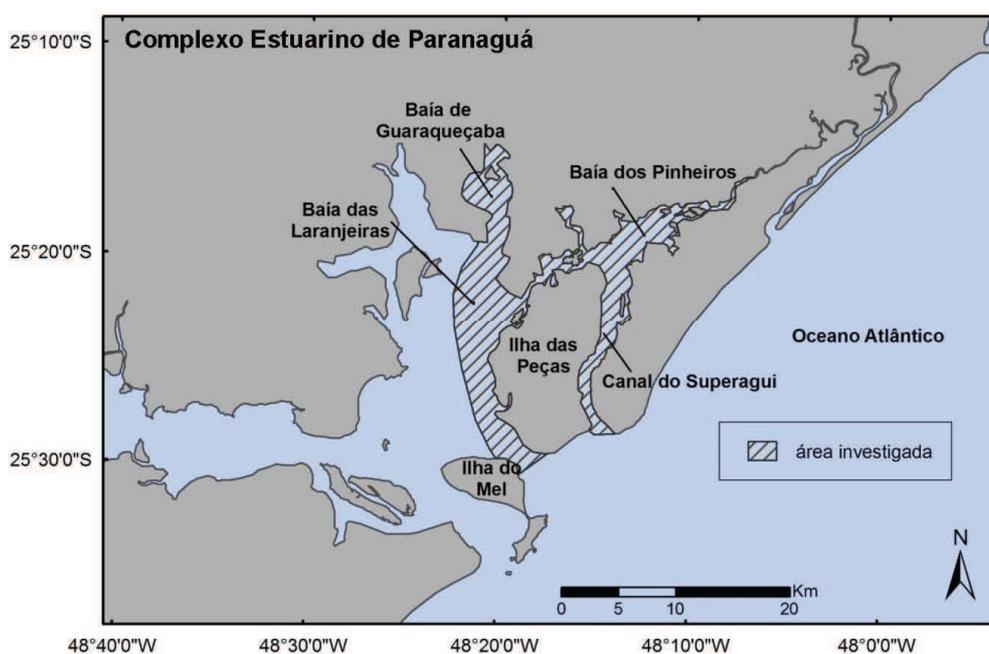


Figura 5: Mapa da área de estudo indicando o Complexo Estuarino de Paranaguá. Em destaque as subáreas que foram amostradas: Baía das Laranjeiras e Baía de Guaraqueçaba, Baía dos Pinheiros e Canal do Superagüi. Adaptado de Noernberg et al. (2006).

### 3.2 Coleta de Dados

Foram realizadas duas temporadas anuais para coleta de dados – uma no verão e outra no inverno – entre os anos de 2006 e 2008, com duração de seis a nove dias cada. Considerou-se como verão os meses de janeiro a março e como inverno os meses de junho a agosto, sendo que a escolha destas estações deu-se devido às diferenças sazonais serem mais evidentes nesses períodos.

A coleta de dados foi realizada sempre que o mar apresentasse boas condições de navegação (escala Beaufort < 3), não estivesse chovendo e o vento estivesse variando entre fraco a moderado. Condições diferentes destas facilmente confundem os pesquisadores e inviabilizam a condução do trabalho de fotoidentificação. Desta forma, as saídas a campo não puderam ser realizadas em todos os dias de cada temporada.

As saídas a campo foram realizadas entre às 8h e às 17h com o uso de uma embarcação de alumínio com cerca de 6m de comprimento e motor de popa de 15 HP realizando um deslocamento em forma de zig-zag pelo estuário, aumentando assim a chance de encontro com os grupos de botos. A cada dia duas subáreas foram amostradas e assim, em dois dias amostrou-se a área em sua totalidade ao menos em uma ocasião. A cada temporada investiram-se esforços para três a quatro amostragens em cada subárea.

A cada grupo de botos avistado registrou-se o número de indivíduos, a hora e a localização através da utilização de um GPS manual e, a partir disso, a embarcação se aproximou para que o esforço de fotoidentificação fosse iniciado. Para a obtenção das fotos utilizou-se uma câmera fotográfica digital reflex 35 mm, acoplada a lentes zoom de 400 mm. As fotografias foram tomadas com ajustes de granulometria a ASA-400, velocidade do obturador entre 1/500 a 1/1500 seg., e abertura do obturador entre F8 e F16.

A embarcação permaneceu próximo ao grupo até que a nadadeira dorsal de todos os indivíduos do grupo fosse fotografada, preferencialmente focalizando os dois lados de cada indivíduo. Considerou-se como grupo, dois ou mais indivíduos agrupados em atividade semelhante, mas não necessariamente, e distanciando-se em um raio de cerca 50m entre si. Pares fêmea e filhote isolados foram considerados como um grupo.

O número de indivíduos por grupo foi estimado através de contagem, assim como as proporções de adultos e filhotes e, dentre esses, quais eram neonatos. Foram considerados filhotes os indivíduos com menos da metade do tamanho do corpo dos adultos e em associação coesa com as mães, sendo os demais indivíduos categorizados como adultos em função da dificuldade em distingui-los dos juvenis que são animais que já desmamaram, mas não estão em idade reprodutiva. Os neonatos foram identificados através da presença de dobras fetais ao longo do corpo e pela forma com que sobem à superfície para respirar.

### **3.3 Análise das Fotografias**

Posteriormente às saídas a campo, as fotos foram analisadas por dois investigadores com o auxílio do software *Nikon View*<sup>®</sup>.

Para a categorização das diferentes qualidades, as fotografias foram classificadas de acordo com o foco, contraste e tamanho da nadadeira dorsal em relação à distância do fotógrafo conforme protocolo descrito por Santos e Rosso (2008). As categorias são as que seguem: zero (0), um (1) ou dois (2), sendo esta última subdivida em “2S” e “2C”.

As fotos de qualidade 0 são aquelas em que o indivíduo não foi fotografado, ou seja, só aparece a superfície da água devido a foto ter sido tirada logo após o indivíduo ter mergulhado (Figura 6). As fotos de qualidade 1 são aquelas sem qualidade suficiente pra se identificar o indivíduo. Normalmente nesta categoria se enquadram as fotos sem foco (Figura 7). As fotos classificadas como 2 são aquelas consideradas de boa qualidade levando em conta as características acima mencionadas e são classificadas em duas categorias: “2S” e “2C”. As fotos “2S” são aquelas em que o indivíduo fotografado não apresenta marcas permanentes e conspícuas na sua nadadeira dorsal (Figura 8), ou seja, marcas de difícil visualização e que facilmente poderiam ser confundidas com outras marcas parecidas, sendo o “S” indicador de “sem marcas”. Ao contrário, as fotos “2C” são aquelas nas quais o indivíduo fotografado apresenta as marcas citadas (Figura 9), sendo o “C” indicativo do termo “com marcas”. As fotos classificadas nessa última categoria foram as utilizadas para a identificação individual.



Figura 6: Fotografias de qualidade zero (0). Fotos: Marcos Santos.



Figura 7: Fotografias de qualidade um (1). Fotos: Marcos Santos.



Figura 8: Fotografias de qualidade dois (2), classificadas como “2S”. Fotos: Marcos Santos.

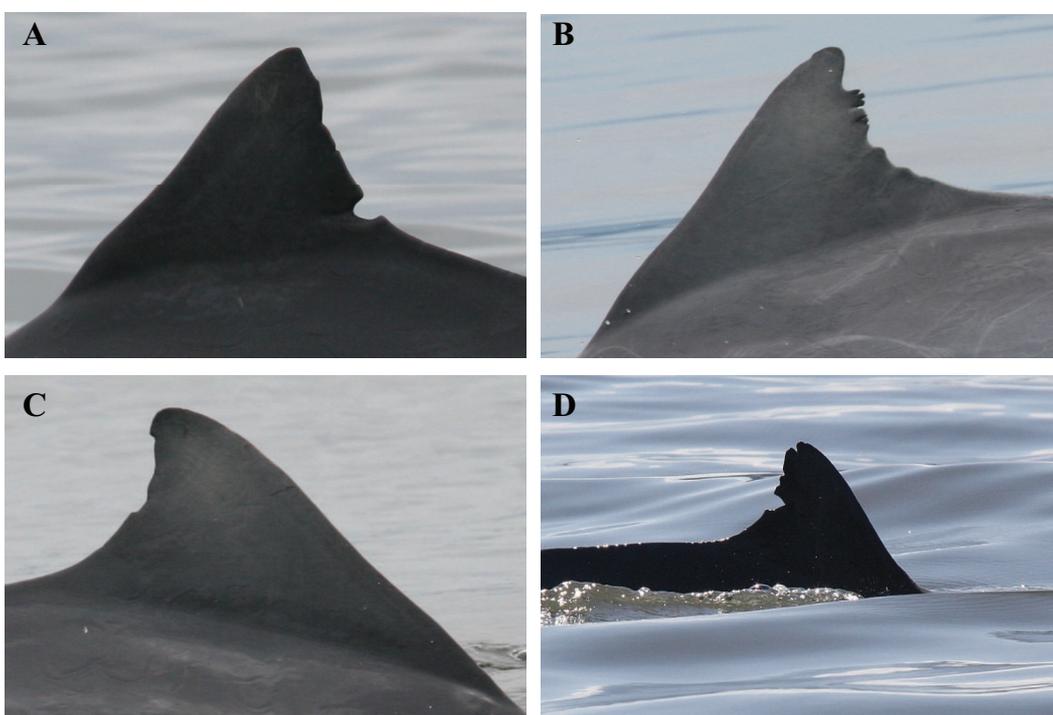


Figura 9: Fotografias de qualidade dois (2), classificadas como “2C” de indivíduos que foram incluídos no catálogo de fotoidentificação. Foto A: indivíduo “95”; Foto B: indivíduo “125”; Foto C: indivíduo “136”; Foto D: indivíduo “149”. Fotos: Marcos Santos.

Um catálogo de identificações individuais foi confeccionado com os dados de captura (primeira identificação) e foi utilizado para comparações com fotos posteriores no intuito de avaliar as recapturas, que são os novos encontros com os mesmos indivíduos na mesma temporada.

### 3.4 Estimativas de Abundância

Para o estudo em questão, a população foi considerada fechada durante o período das amostragens. O termo população aqui utilizado se refere aos indivíduos de *S. guianensis* que

freqüentam ou habitam as águas do CEP, não necessariamente sendo isolada reprodutiva ou geograficamente.

Para a estimativa de abundância da população utilizando modelos de captura-recaptura foram utilizadas as fotografias dos indivíduos com marcas permanentes na população. Considerou-se como captura a identificação do indivíduo, sendo cada dia uma amostra diferente. Se o mesmo indivíduo foi avistado mais de uma vez no mesmo dia, foi contabilizada apenas a primeira captura para evitar os vieses gerados pela auto-correlação de dados. As recapturas foram as reavistagens do indivíduo nos dias subsequentes.

A partir dos dados de capturas utilizando-se as fotografias dos indivíduos com marcas (2C) foram confeccionadas matrizes de presença-ausência para cada temporada de campo. As linhas representavam os indivíduos e as colunas, as amostras (dias) recebendo o valor de um (1) para a avistagem do indivíduo, ou seja, uma captura, e zero (0) caso não tenha sido avistado.

Utilizou-se o modelo de duas ocasiões de Petersen modificado por Chapman e para o qual as saídas de campo foram divididas em duas. A primeira metade das saídas foi compilada e analisada como se fosse uma única saída. O único fator que interessava era se o indivíduo foi ou não capturado na primeira metade do esforço de campo, independente de quantas vezes foi visto. O mesmo foi realizado com as últimas saídas de campo. Optou-se por não utilizar o estimador de Petersen modificado por Bailey, que, por trabalhar com amostras com reposição, apresenta viés nos seus resultados devido às repetidas avistagens do mesmo indivíduo na segunda amostragem. Também foram utilizados os modelos de múltiplas amostragens de Schnabel, Schumacher-Eschmeyer e o programa CAPTURE rodado através do software MARK (WHITE; BURNHAM, 1999).

Para aplicação dos modelos acima mencionados, foram utilizados apenas os indivíduos que possuem marcas na população, pois com aqueles que não são marcados não é possível fazer o reconhecimento individual. Devido a isso, fez-se necessária a extrapolação dos resultados para toda a população, incluindo os indivíduos sem marcas.

Esta extrapolação foi feita com base na proporção de fotografias de indivíduos marcados e o total de indivíduos observados em cada temporada. Admitindo-se que todos os indivíduos possuem a mesma probabilidade de serem fotografados, a proporção de todas as fotografias de marcados (2C) sobre todos os fotografados com qualidade (2) é a mesma, ou muito semelhante, à proporção de indivíduos com marcas na nadadeira dorsal / total de indivíduos. Desta forma a proporção de indivíduos marcados na população segue a fórmula apresentada por Dalla Rosa (1999):

$$\theta = \frac{\text{N de Fotos com qualidade dos marcados}}{\text{N de Fotos com qualidade de todos os indivíduos}}$$

Para obter a estimativa da população total, deve-se utilizar a fórmula utilizada por Acuña (2002), Dalla Rosa (1999) e Fruet (2008):

$$N_t = \frac{N}{\theta}$$

Sendo:  $N_t$  = estimativa do número total de indivíduos na população.

$N$  = estimativa gerada pelos diferentes modelos para o número de indivíduos da população com marcas na nadadeira dorsal.

$\theta$  = proporção de indivíduos com marcas permanentes na população.

A variância da população total foi calculada como fizeram Acuña (2002), Chilvers e Corkeron (2003), Dalla Rosa (1999), Fruet (2008) e Williams, Dawson e Slooten (1993) seguindo a fórmula:

$$V(N_t) = N_t^2 (V(N)/N^2 + 1 - \theta/n\theta)$$

Sendo:  $N_t$  = estimativa do número total de indivíduos na população.

$N$  = estimativa gerada pelos diferentes modelos para o número de indivíduos da população com marcas na nadadeira dorsal.

$\theta$  = proporção de indivíduos com marcas permanentes na população.

$n$  = número total de fotografias com qualidade “2” a partir do qual  $\theta$  foi calculado.

O intervalo de confiança de 95% foi obtido pela fórmula também utilizada por Otis et al. (1978), Seber (1982), Williams, Dawson e Slooten (1993):

$$N_t \pm 1,96 \sqrt{V(N_t)}$$

Este intervalo de confiança assume o mesmo erro de distribuição existente na estimativa da população de indivíduos marcados (READ et al., 2003) e, apesar de ter limitações, é o mais indicado (OTIS et al., 1978).

O intervalo de confiança de 95% para os valores gerados pelo programa CAPTURE foi calculado através da fórmula apresentada por Rexstad e Burnham (1992):

$$[M_{t+1} + f_0/C ; M_{t+1} + f_0C]$$

Onde  $f_0$  é o número de indivíduos não capturados ( $N - M_{t+1}$ ) e  $C$  segue a fórmula:

$$C = \exp(1,96\sqrt{\log[1+\text{var}(N) / f_0^2]}).$$

Esta fórmula pode ser aplicada para todos os estimadores incorporados ao programa CAPTURE e baseia-se no pressuposto que o número de indivíduos na população não capturada é distribuído log-normalmente.

Desta forma foram obtidos os valores para as estimativas de abundância e seus intervalos de confiança com diferentes estimadores tanto para os indivíduos marcados quanto para toda a população.

A densidade (indivíduos/km<sup>2</sup>) foi calculada para todas as temporadas tanto para os indivíduos com marcas na população quanto para número total de indivíduos. Para isso dividiu-se a estimativa gerada pelos diferentes estimadores para os indivíduos marcados ( $N$ ) e a estimativa do número total de indivíduos na população ( $N_t$ ) pela área total amostrada em cada temporada.

O coeficiente de variação (CV) é definido como sendo o desvio padrão da média e normalmente é multiplicado por 100% para ser expresso em porcentagem (ZAR, 1999). Neste trabalho o CV da estimativa total de indivíduos na população ( $N_t$ ) para cada temporada foi calculado através da fórmula:

$$CV = (s / N_t) * 100\%$$

Onde:  $s$  = desvio padrão da estimativa do número total de indivíduos na população;

$N_t$  = estimativa do número total de indivíduos na população.

## 4 RESULTADOS

### 4.1 Resultados Gerais

Durante o período de estudo foram realizadas 39 saídas a campo a fim de realizar a fotoidentificação de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá, sendo que o número de saídas variou em cada temporada, totalizando 116 horas e 20 minutos de esforço amostral (Tabela 1). Os botos foram encontrados em todas as saídas e 227 grupos foram registrados que variaram de dois a 100 indivíduos. A composição geral destes grupos foi 68% de adultos e 32% de filhotes.

Um total de 40.340 fotografias foi tomado (média = 1034 por saída a campo), sendo 13.522 (33,5%) consideradas de qualidade “2”, ou seja, com qualidade suficiente para identificações individuais. Um total de 3.114 fotografias (23,03%) serviram para identificar indivíduos (2C). As fotos consideradas como “0”, “1” e “2S” representaram, respectivamente, 7,7%, 58,7% e 25,8% do total de fotos (Tabela 1).

TABELA 1: São mostrados o número de saídas a campo a fim de realizar a fotoidentificação de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá, os números totais de fotos (NT), assim como a composição de cada categoria de qualidade entre 0, 1, 2, 2S e 2C, a porcentagem de fotografias utilizadas por apresentarem ótima qualidade, porcentagem de indivíduos marcados na população e número de indivíduos identificados nas diferentes temporadas e o total para todas as temporadas analisadas juntas.

Temporada	Saídas a campo	NT						Fotos utilizadas (%)	Ind. marcados na população (%)	Ind. Identificados
		NT	NT "0"	NT "1"	NT "2"	NT "2S"	NT "2C"			
Inv/2006	7	4152	233	2882	1037	808	229	25,0	22,08	34
Ver/2007	9	6791	404	4008	2379	1910	469	35,0	19,71	42
Inv/2007	8	4924	231	2325	2368	1824	544	48,1	22,97	50
Ver/2008	7	12022	1259	6400	4363	3311	1052	36,3	24,11	44
Inv/2008	8	12451	1010	8066	3375	2555	820	27,1	24,30	74
<b>Total</b>	<b>39</b>	<b>40340</b>	<b>3137</b>	<b>23681</b>	<b>13522</b>	<b>10408</b>	<b>3114</b>	<b>33,5</b>	<b>23,03</b>	<b>244</b>

Um total de 109 indivíduos diferentes foi identificado ao longo das temporadas de estudo; destes, 27 (24,77%) foram avistados apenas uma vez e 82 indivíduos (75,22%) foram capturados ao menos duas vezes (Figura 10).

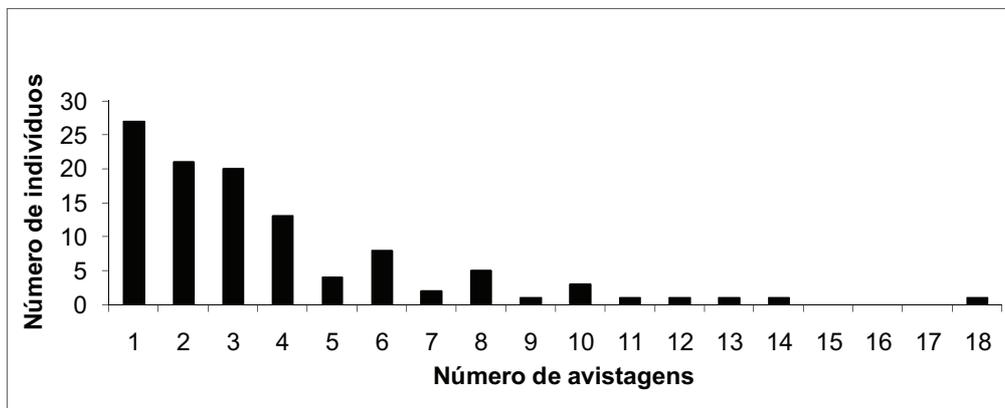


Figura 10: Frequência de avistagens de indivíduos de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá pelo número de indivíduos no somatório de todas as temporadas (inverno de 2006 ao inverno de 2008).

Ao se analisar todas as temporadas conjuntamente, a curva de descobrimento tendeu a uma estabilização, mas não a alcançou (Figura 11). Isto significa que nem todos os botos presentes na área foram identificados, porém devido ao pouco grau de inclinação da reta em relação ao eixo x, pode-se considerar que a suposição de fechamento populacional foi cumprida ao longo das temporadas de estudo. Isto também pode ser comprovado ao se analisar as taxas de reavistagens dos indivíduos (Tabela 2), que por serem elevadas, é um indicador de que a população seja residente no local.

O mesmo acontece quando analisadas as curvas de descobrimento para cada temporada separadamente, indicando que a população provavelmente se manteve fechada nas estimativas independentes (Figuras 12 a 16). Destaca-se que apenas no verão de 2008 a curva não se aproxima da estabilização, evento que pode ser explicado pelo aumento em 10 km<sup>2</sup> na área amostrada, passando de 100 km<sup>2</sup> para 110 km<sup>2</sup>.

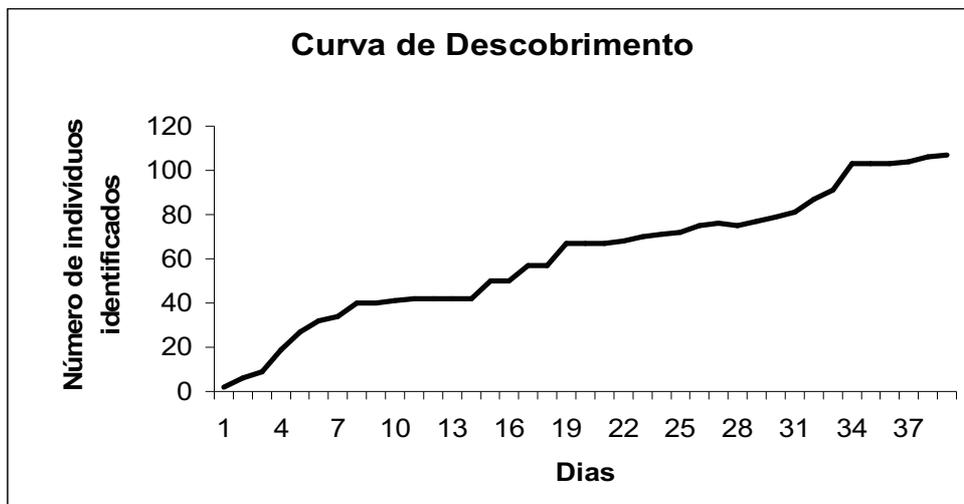


Figura 11: Curva de descobrimento de indivíduos de *S. guianensis* por dia de amostragem no Complexo Estuarino de Paranaguá com todas as temporadas analisadas conjuntamente (inverno de 2006 ao inverno de 2008).

TABELA 2: Taxas de reavistagens de indivíduos de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá entre todas as temporadas baseadas no número de novas identificações em cada temporada pelo total de indivíduos previamente identificados.

	Nº de identificações	Novas identificações	% reavistada
Inverno 2006	34	34	0
Verão 2007	42	17	73,53
Inverno 2007	50	21	56,86
Verão 2008	44	11	45,83
Inverno 2008	74	32	50,60

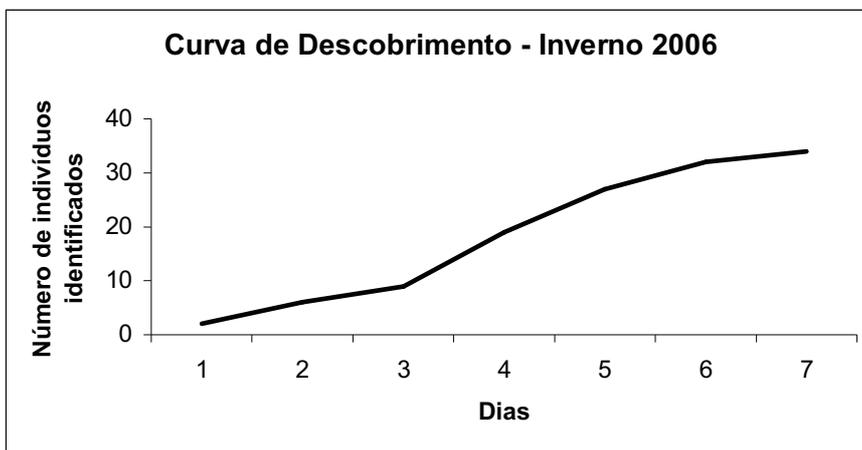


Figura 12: Curva de descobrimento de indivíduos *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá na temporada correspondente ao inverno de 2006.

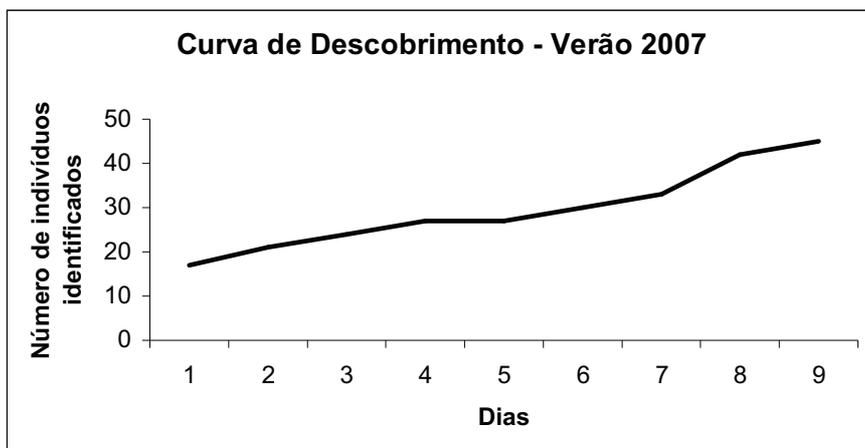


Figura 13: Curva de descobrimento de indivíduos de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá na temporada correspondente ao verão de 2007.

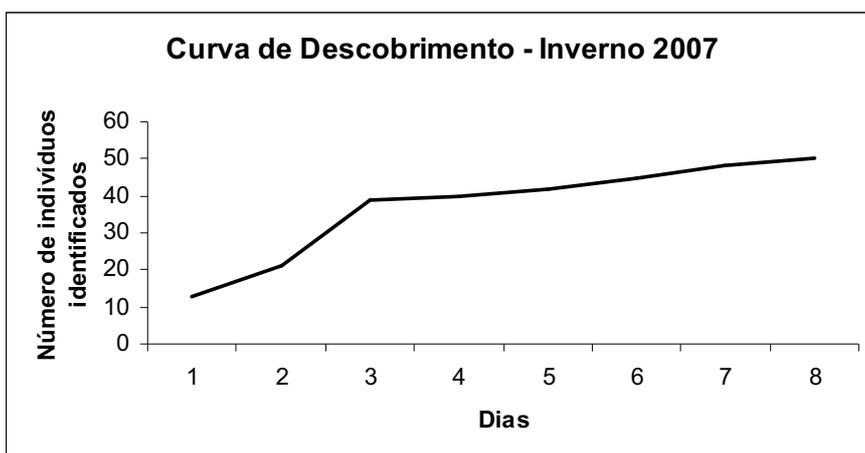


Figura 14: Curva de descobrimento de indivíduos de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá na temporada correspondente ao inverno de 2007.

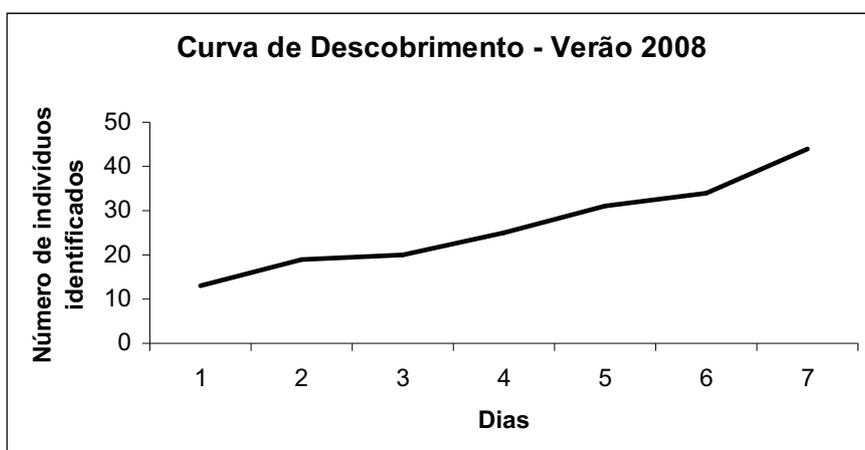


Figura 15: Curva de descobrimento de indivíduos de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá na temporada correspondente ao verão de 2008.

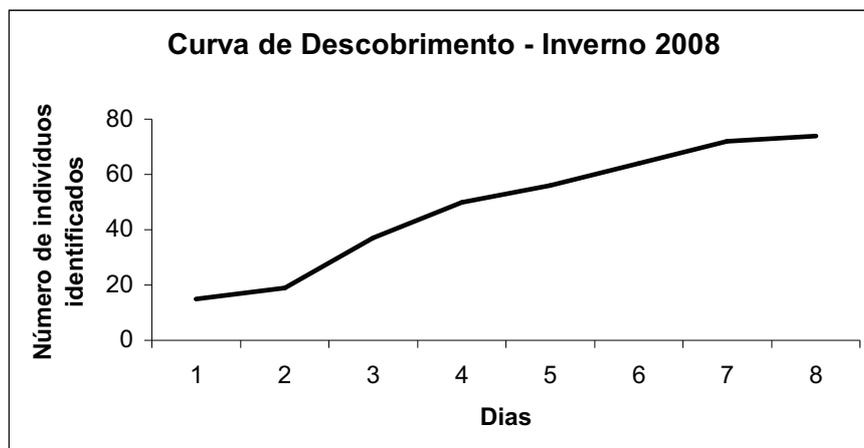


Figura 16: Curva de descobrimto de indivíduos de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá na temporada correspondente ao inverno de 2008.

## 4.2 Estimativas de Abundância

Os resultados das estimativas de abundância populacional de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá foram gerados pelos seguintes estimadores: Petersen modificado por Chapman, Schnabel, Schumacher-Eschmeyer e o programa CAPTURE nas diferentes temporadas de estudo.

### 4.2.1 Inverno de 2006

No inverno de 2006 foram realizadas sete saídas a campo em um total de 25 horas de esforço amostral. Foram 42 grupos registrados, dos quais 27 apresentaram indivíduos que permitiram ao menos uma identificação individual. Os grupos variaram de dois a 45 indivíduos, com uma composição de 66% de adultos e 34% de filhotes.

Durante este período, 4.152 fotografias foram tomadas sendo 1037 (25%) de boa qualidade, classificadas como “2”. Destas, 229 (22,08%) foram de indivíduos marcados, ou seja, classificadas como “2C”; assim, assumiu-se que a proporção de indivíduos marcados na população foi de 0,22. Nesta temporada houve 57 ocasiões de encontro com indivíduos marcados nas quais 35 indivíduos foram identificados. A Tabela 3 apresenta o histórico do esforço de campo referente ao inverno de 2006.

TABELA 3: Histórico da temporada de campo referente ao inverno de 2006 com o número de capturas, recapturas e novos indivíduos marcados de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá em cada dia de saída a campo e o total para toda a temporada.

Saída	Nº capturas	Nº recapturas	Nº novos marcados
1	2	0	2
2	4	0	4

Saída	Nº capturas	Nº recapturas	Nº novos marcados
3	4	0	4
4	11	1	10
5	14	6	8
6	13	8	5
7	3	1	2
<b>Total</b>	<b>51</b>	<b>16</b>	<b>35</b>

Os resultados para as estimativas de abundância geradas pelos diferentes modelos e pelo programa CAPTURE, tanto para os indivíduos com marcas, como para a população total são apresentados na Tabela 4 e na Figura 17.

TABELA 4: Estimativas de abundância de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá obtidas para o inverno de 2006 com a estimativa para indivíduos marcados (N marcados), densidade de indivíduos marcados (indivíduos marcados/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança superior e inferior para os indivíduos marcados (IC sup e IC inf, respectivamente), estimativa do número total de indivíduos (N total), densidade (indivíduos/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança para a estimativa da abundância populacional (IC sup e IC inf, respectivamente) e o valor do coeficiente de variação para a estimativa da abundância da população.

Inverno 2006	Petersen mod. Chapman	Schnabel	Schumacher- Eschmeyer	Capture M(th)
N marcados	44	55	52	46
Densidade	0,44	0,55	0,52	0,46
IC sup (95%)	83	92	70	67
IC inf (95%)	30	34	42	38
<b>N total</b>	<b>200</b>	<b>251</b>	<b>239</b>	<b>208</b>
<b>Densidade</b>	<b>2,0</b>	<b>2,5</b>	<b>2,39</b>	<b>2,08</b>
IC sup (95%)	257	280	266	342
IC inf (95%)	143	223	211	74
Coef. Variação	14%	5%	5%	86%

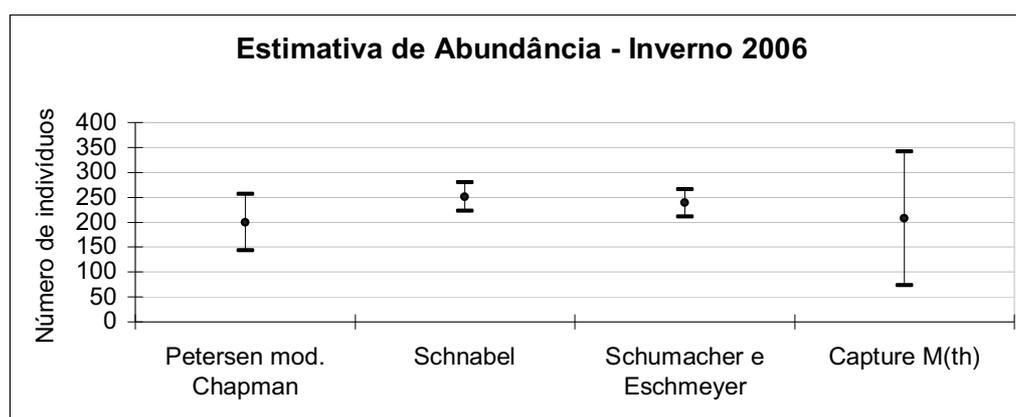


Figura 17: Estimativas de abundância populacional de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá e seus intervalos de confiança (95%) para os diferentes estimadores aplicados na temporada correspondente ao inverno de 2006.

Os valores das estimativas para os indivíduos marcados foram bastante similares, variando de 44 a 55 indivíduos, assim como a estimativa para a população total, que variou de

200 a 251 indivíduos. O modelo selecionado pelo programa CAPTURE foi o M(th), o qual considera variações temporais e comportamentais sobre a probabilidade de captura.

Os valores dos coeficientes de variação foram menores para os estimadores de Schnabel e Schumacher-Eschmeyer, os quais trabalham com múltiplas amostragens, indicando uma maior precisão destes modelos quando comparados com o de Petersen, que utiliza apenas duas amostras e é, desta forma, mais simples. O programa CAPTURE apresentou o maior coeficiente de variação, o que indica uma menor precisão deste em comparação aos outros métodos utilizados.

É importante ressaltar que a diferença entre os valores da maior e menor estimativa foi de apenas 51 indivíduos, o que para o tamanho total da área (100km<sup>2</sup>), indicaria uma densidade de 0,5 indivíduos por km<sup>2</sup>, que é um valor relativamente baixo.

#### 4.2.2 Verão de 2007

Nesta temporada foram realizadas nove saídas a campo com 29 horas de esforço amostral. Foram registrados 44 grupos dos quais 31 possuíam indivíduos que puderam ser identificados individualmente. Os grupos variaram de dois a 60 indivíduos compostos por 70% de adultos e 30% de filhotes.

Um total de 6.791 fotografias foi tomado, com 2.379 ou 35% de boa qualidade. Deste total, 469 ou 19,7% foram classificadas como “2C”, isto é, de indivíduos considerados marcados, levando a uma proporção da população marcada de 0,19. Neste período houve 81 ocasiões de encontro com indivíduos marcados, sendo 42 indivíduos identificados. A Tabela 5 indica o histórico da temporada do verão de 2007.

TABELA 5: Histórico da temporada de campo referente ao verão de 2007 com o número de capturas, recapturas e novos indivíduos marcados de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá em cada dia de saída a campo e o total para toda a temporada.

Saída	Nº capturas	Nº recapturas	Nº novos marcados
1	17	0	17
2	6	2	4
3	5	2	3
4	8	6	2
5	0	0	0
6	4	3	1
7	10	7	3
8	15	6	9
9	6	3	3
<b>Total</b>	<b>71</b>	<b>29</b>	<b>42</b>

As estimativas de abundância geradas pelos diferentes métodos aplicados, tanto para os indivíduos com marcas como para a população total, são apresentados na Tabela 6 e Figura 18.

TABELA 6: Estimativas de abundância de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá obtidas para o verão de 2007 com a estimativa para indivíduos marcados (N marcados), densidade de indivíduos marcados (indivíduos marcados/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança superior e inferior para os indivíduos marcados (IC sup e IC inf, respectivamente), estimativa do número total de indivíduos (N total), densidade (indivíduos/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança para a estimativa da abundância populacional (IC sup e IC inf, respectivamente) e o valor do coeficiente de variação para a estimativa da abundância da população.

Verão 2007	Petersen mod. Chapman	Schnabel	Schumacher- Eschmeyer	Capture M(t)
N marcados	69	57	59	52
Densidade	0,69	0,57	0,59	0,52
IC sup (95%)	152	88	80	67
IC inf (95%)	44	39	48	46
<b>N total</b>	<b>363</b>	<b>302</b>	<b>314</b>	<b>263</b>
<b>Densidade</b>	<b>3,63</b>	<b>3,02</b>	<b>3,14</b>	<b>2,63</b>
IC sup (95%)	501	327	341	387
IC inf (95%)	225	277	288	183
Coef. Variação	19%	4%	4%	29%

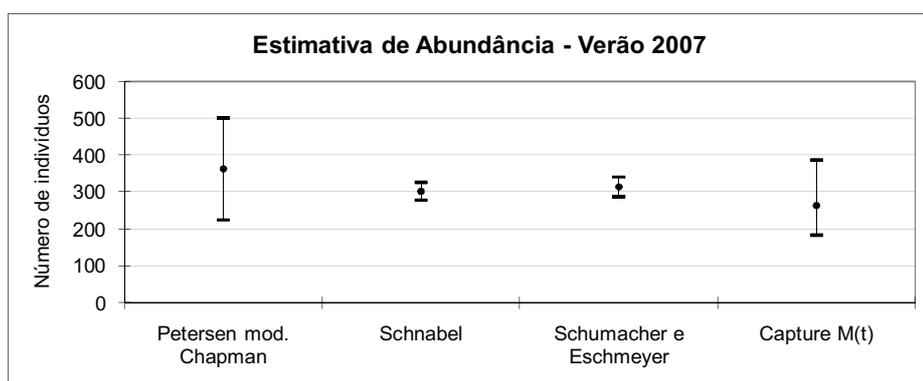


Figura 18: Estimativas de abundância populacional de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá e seus intervalos de confiança (95%) para os diferentes estimadores aplicados na temporada correspondente ao verão de 2007.

Todos os modelos apresentaram estimativas de abundância muito similares quando analisados os valores para os indivíduos marcados, com uma diferença de 17 indivíduos entre a maior estimativa, gerada pelo estimador de Petersen modificado por Chapman, e a menor, gerada pelo programa CAPTURE.

Em relação ao total de indivíduos da população, os resultados também foram parecidos, variando de 263 a 363, com uma diferença de 100 indivíduos, superior aos indivíduos marcados.

O programa CAPTURE apresentou a menor estimativa tanto para a população marcada quanto para a total, sendo que o modelo selecionado por ele foi o M(t), que considera

igual probabilidade de captura em uma determinada ocasião amostral, porém podendo variar entre as diferentes ocasiões.

O coeficiente de variação apresentou o maior valor para o programa CAPTURE, porém, para os estimadores de múltiplas amostragens, os valores foram muito baixos (4%), indicando uma precisão maior destes métodos.

#### 4.2.3 Inverno de 2007

Foram realizadas oito saídas a campo neste período, com registro de 54 grupos dos quais 37 apresentaram indivíduos com marcas suficientes para serem fotoidentificados. No total, foram 22 horas de esforço amostral e os grupos de botos observados variaram de dois a 90 indivíduos, com uma composição de 72% de adultos e 28% de filhotes.

Nesta temporada foram tomadas 4.924 fotografias, sendo 2.368 (48%) de boa qualidade. Dentre estas, 544 (23%) foram de indivíduos marcados, chegando-se a uma proporção de 0,23 botos com marcas na população.

Foram registrados 81 encontros com indivíduos marcados com 50 indivíduos identificados nesta temporada.

O histórico do esforço de fotoidentificação para o inverno de 2007 está representado na Tabela 7.

TABELA 7: Histórico da temporada de campo referente ao inverno de 2007 com o número de capturas, recapturas e novos indivíduos marcados de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá em cada dia de saída a campo e o total para toda a temporada.

Saída	Nº capturas	Nº recapturas	Nº novos marcados
1	13	0	13
2	10	2	8
3	22	4	18
4	3	2	1
5	8	6	2
6	4	1	3
7	11	8	3
8	5	3	2
<b>Total</b>	<b>76</b>	<b>26</b>	<b>50</b>

Os valores estimados para a população com marcas e total a partir dos diferentes modelos aplicados encontram-se na Tabela 8 e Figura 19.

TABELA 8: Estimativas de abundância de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá obtidas para o inverno de 2007 com a estimativa para indivíduos marcados (N marcados), densidade de indivíduos marcados (indivíduos marcados/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança superior e inferior para os indivíduos marcados (IC sup e IC inf, respectivamente), estimativa do número total de indivíduos (N total), densidade (indivíduos/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança para a estimativa da abundância populacional (IC sup e IC inf, respectivamente) e o valor do coeficiente de variação para a estimativa da abundância da população.

<b>Inverno 2007</b>	Petersen mod. Chapman	Schnabel	Schumacher- Eschmeyer	Capture M(t)
N marcados	65	74	71	71
Densidade	0,65	0,74	0,71	0,71
IC sup (95%)	105	115	93	96
IC inf (95%)	50	51	58	60
<b>N total</b>	<b>295</b>	<b>338</b>	<b>325</b>	<b>309</b>
<b>Densidade</b>	<b>2,95</b>	<b>3,38</b>	<b>3,25</b>	<b>3,09</b>
IC sup (95%)	339	363	350	385
IC inf (95%)	251	312	300	233
Coef. Variação	7%	3%	3%	35%

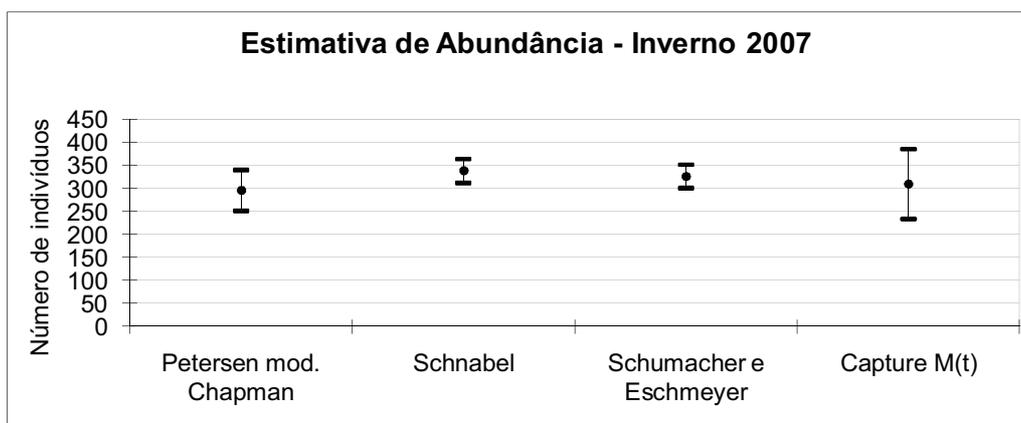


Figura 19: Estimativas de abundância populacional de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá e seus intervalos de confiança (95%) para os diferentes estimadores aplicados na temporada correspondente ao inverno de 2007.

Considerando-se a população marcada, os valores estimados pelos diferentes modelos e pelo programa CAPTURE foram muito próximos, variando de 65 a 74 indivíduos, ou seja, com apenas 9 indivíduos de diferença.

Para a população total, a variação foi um pouco maior, com a maior estimativa gerada pelo modelo de Schnabel (338) e a menor (295) gerada pelo modelo mais simples de Petersen, resultando em uma diferença de 43 indivíduos, a qual pode ser considerada baixa.

Os modelos de múltiplas amostragens de Schnabel e Schumacher-Eschmeyer apresentaram coeficientes de variação idênticos (3%), sendo o menor valor dentre todos os métodos aplicados e, portanto, a estimativa mais precisa. Apesar do resultado das estimativas destes modelos não serem iguais, ambos os valores (338 para Schnabel e 325 para Schumacher-Eschmeyer) estão dentro do intervalo de confiança do outro.

O programa CAPTURE gerou estimativas parecidas com as dos outros modelos, considerando tanto a população de indivíduos marcados quanto a população total. Observa-se que, o valor obtido para a população total fica fora do intervalo de confiança somente em relação ao estimador de Schumacher-Eschmeyer. O modelo selecionado por este programa foi

o mesmo da temporada anterior,  $M(t)$ , o qual admite variação temporal entre ocasiões na probabilidade de captura.

#### 4.2.4 Verão de 2008

No período correspondente a temporada do verão de 2008 foram realizadas sete saídas de campo, totalizando 18 horas de esforço amostral, sendo registrados 57 grupos de botos, dos quais 35 apresentaram indivíduos passíveis de identificação individual. Os grupos variaram de dois a 28 indivíduos, compostos por 69% de adultos e 31% de filhotes.

Ao todo, 12.022 fotografias foram tiradas, com 36,3% (4.363 fotos) classificadas como “2” e 24,1% (1052 fotos) classificadas como “2C”, ou seja, indivíduos com marcas. De tal modo, chegou-se a uma proporção de indivíduos marcados na população de 0,24.

Foram 68 ocasiões de encontro com indivíduos marcados, que resultaram em 44 indivíduos identificados.

Na tabela abaixo se apresenta um histórico para a temporada em questão, com dados de capturas, recapturas e novas identificações para cada dia de campo e para o total do período (Tabela 9).

TABELA 9: Histórico da temporada de campo referente ao verão de 2008 com o número de capturas, recapturas e novos indivíduos marcados de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá em cada dia de saída a campo e o total para toda a temporada.

Saída	Nº capturas	Nº recapturas	Nº novos marcados
1	13	0	13
2	6	0	6
3	6	5	1
4	7	2	5
5	6	0	6
6	6	3	3
7	13	3	10
<b>Total</b>	<b>57</b>	<b>13</b>	<b>44</b>

Os valores estimados para a população total e com marcas no verão de 2008 estão representados abaixo (Tabela 10 e Figura 20).

TABELA 10: Estimativas de abundância de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá obtidas para o verão de 2008 com a estimativa para indivíduos marcados (N marcados), densidade de indivíduos marcados (indivíduos marcados/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança superior e inferior para os indivíduos marcados (IC sup e IC inf, respectivamente), estimativa do número total de indivíduos (N total), densidade de indivíduos (indivíduos/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança para a estimativa da abundância populacional (IC sup e IC inf, respectivamente) e o valor do coeficiente de variação para a estimativa da abundância da população.

Verão 2008	Petersen mod. Chapman	Schnabel	Schumacher- Eschmeyer	Capture M(0)
N marcados	95	84	92	88
Densidade	0,86	0,76	0,83	0,8

<b>Verão 2008</b>	Petersen mod. Chapman	Schnabel	Schumacher- Eschmeyer	Capture M(0)
IC sup (95%)	54	163	739	143
IC inf V	31	51	49	64
<b>N total</b>	<b>395</b>	<b>350</b>	<b>385</b>	<b>360</b>
<b>Densidade</b>	<b>3,59</b>	<b>3,18</b>	<b>3,5</b>	<b>3,27</b>
IC sup (95%)	585	368	407	516
IC inf (95%)	204	331	364	204
Coef. Variação	24%	2%	2%	58%

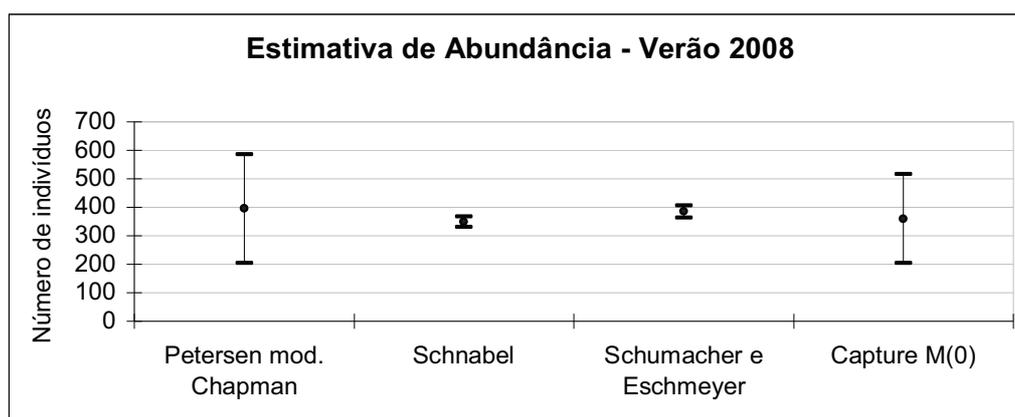


Figura 20: Estimativas de abundância populacional de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá e seus intervalos de confiança (95%) para os diferentes estimadores aplicados na temporada correspondente ao verão de 2008.

Quando se considera o número de indivíduos com marcas na população, a maior estimativa gerada foi a do modelo de Petersen modificado por Chapman (95) e a menor do modelo de Schnabel (84), com uma diferença de apenas 11 indivíduos. Ao se analisar a população total, os valores gerados pelos diferentes modelos e pelo programa CAPTURE também foram próximos, porém com uma diferença um pouco maior no número de indivíduos (45). Apesar desta diferença ser superior aos indivíduos marcados, ainda pode ser considerada baixa se comparada ao número total de indivíduos estimado para a população e à área de amostragem que foi de 110 km<sup>2</sup>.

O programa CAPTURE gerou uma estimativa de 360 indivíduos, a qual se encontra dentro dos intervalos de confiança de todos os outros modelos, excluindo-se o de Petersen modificado por Chapman. O modelo selecionado pelo programa foi o M(0), o qual considera a probabilidade de captura constante.

Os coeficientes de variação gerados pelo modelo de uma ocasião amostral de Petersen e pelo programa CAPTURE foram considerados altos, o que indica uma menor precisão dos resultados gerados por tais métodos. Para os modelos de múltiplas amostragens, Schnabel e Schumacher-Eschmeyer, os coeficientes de variação foram baixos e idênticos, sugerindo estimativas mais precisas destes em relação aos demais modelos aplicados.

#### 4.2.5 Inverno 2008

Nesta temporada foram realizados oito dias de amostragem de campo, com um esforço amostral total de 18 horas. Foram registrados 30 grupos com 24 destes possuindo indivíduos com marcas identificáveis. Os grupos apresentaram uma variação de dois a 100 indivíduos, compostos por 65% de adultos e 35% de filhotes.

Um total de 12.451 fotografias foi tirado durante este período, com 3.375 ou 27,1% de boa qualidade e, destas, 820 (24,3%) de indivíduos marcados, sendo classificadas então, como “2C”. Com isso, a proporção da população marcada foi de 0,24.

Ao todo foram 123 encontros com botos marcados, o que resultou em 74 indivíduos identificados na temporada do inverno de 2008.

O histórico das capturas, recapturas e novas identificações referentes a esta temporada está apresentado na Tabela 11.

TABELA 11: Histórico da temporada de campo referente ao inverno de 2008 com o número de capturas, recapturas e novos indivíduos marcados de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá em cada dia de saída a campo e o total para toda a temporada.

Saída	Nº capturas	Nº recapturas	Nº novos marcados
1	15	0	15
2	7	3	4
3	25	7	18
4	13	0	13
5	15	9	6
6	19	11	8
7	18	10	8
8	7	5	2
<b>Total</b>	<b>119</b>	<b>45</b>	<b>74</b>

A Tabela 12 e Figura 21 apresentam os resultados das estimativas de abundância geradas pelos diferentes modelos aplicados e pelo programa CAPTURE para o inverno de 2008.

TABELA 12: Estimativas de abundância de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá obtidas para o inverno de 2008 com a estimativa para indivíduos marcados (N marcados), densidade de indivíduos marcados (indivíduos marcados/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança superior e inferior para os indivíduos marcados (IC sup e IC inf, respectivamente), estimativa do número total de indivíduos (N total), densidade de indivíduos (indivíduos/km<sup>2</sup>), intervalos de confiança para a estimativa da abundância populacional (IC sup e IC inf, respectivamente) e o valor do coeficiente de variação para a estimativa da abundância da população.

<b>Inverno 2008</b>	Petersen mod. Cahpamm	Schnabel	Schumacher- Eschmeyer	Capture M(t)
N marcados	106	101	104	105
Densidade	0,96	0,91	0,94	0,95
IC sup (95%)	208	140	147	131
IC inf (95%)	87	77	82	91
<b>N total</b>	<b>441</b>	<b>420</b>	<b>437</b>	<b>427</b>
<b>Densidade</b>	<b>4,0</b>	<b>3,81</b>	<b>3,97</b>	<b>3,88</b>

Inverno 2008	Petersen mod. Cahpamm	Schnabel	Schumacher- Eschmeyer	Capture M(t)
IC sup (95%)	553	445	464	508
IC inf (95%)	329	394	410	347
Coef. Variação	12%	3%	3%	27%

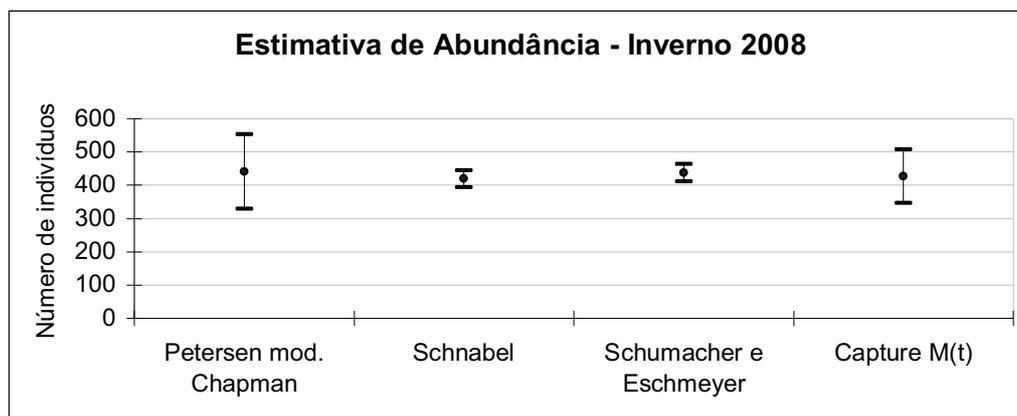


Figura 21: Estimativas de abundância populacional de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá e seus intervalos de confiança (95%) para os diferentes estimadores aplicados na temporada correspondente ao inverno de 2008.

Os diferentes modelos aplicados e o programa CAPTURE apresentaram estimativas de abundância para os indivíduos marcados muito similares, com uma variação de apenas cinco indivíduos entre a maior (106; Petersen modificado por Chapman) e a menor (101; Schnabel) estimativa. Em relação à população total, a variação foi um pouco maior (21 indivíduos), porém também considerada pequena com os mesmos modelos anteriores apresentando a maior e menor estimativa.

Nota-se que o coeficiente de variação dos modelos de múltiplas amostragens de Schnabel e Schumacher-Eschmeyer foi cerca de quatro vezes menor que o estimador mais simples de Petersen, indicando uma estimativa mais precisa. Do mesmo modo, estes dois modelos de múltiplas amostragens apresentaram o mesmo coeficiente de variação (3%), atestando a precisão das estimativas referentes a estes modelos para a temporada em questão.

O programa CAPTURE selecionou o modelo M(t), que como já descrito anteriormente, leva em conta a variação temporal entre ocasiões amostrais na probabilidade de captura. Este programa gerou uma estimativa para a população total de 427 indivíduos, a qual está dentro dos intervalos de confiança de todos os outros modelos analisados.

As Figuras 22 e 23 apresentam as médias das estimativas de abundância geradas pelos diferentes modelos para os indivíduos marcados e para a população total, juntamente com seus intervalos de confiança mínimos e máximos.

Observa-se um pequeno aumento no número de indivíduos marcados a cada temporada, sendo que todas as estimativas estão dentro de todos os intervalos de confiança. Destaca-se o grande intervalo de confiança apresentado para o verão de 2008 devido ao baixo número de recapturas nesta temporada.

Em relação à estimativa para a população total, também se observa um aumento gradual no número médio de indivíduos ao longo dos períodos de amostragem, o que pode ser explicado por um aumento na área de investigação durante o estudo. Neste caso nem todas as estimativas encontram-se dentro dos intervalos de confiança das demais. Com exceção do verão de 2008, as demais ficam fora dos intervalos da temporada do inverno de 2008.

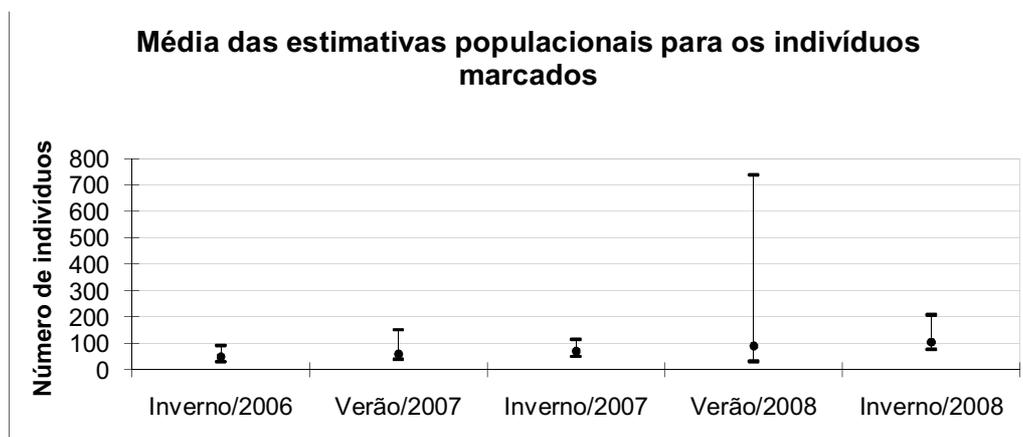


Figura 22: Média das estimativas populacionais para os indivíduos marcados de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá entre as diferentes temporadas pelo número de indivíduos com o intervalo de confiança de 95% inferior e superior respectivo a cada temporada.

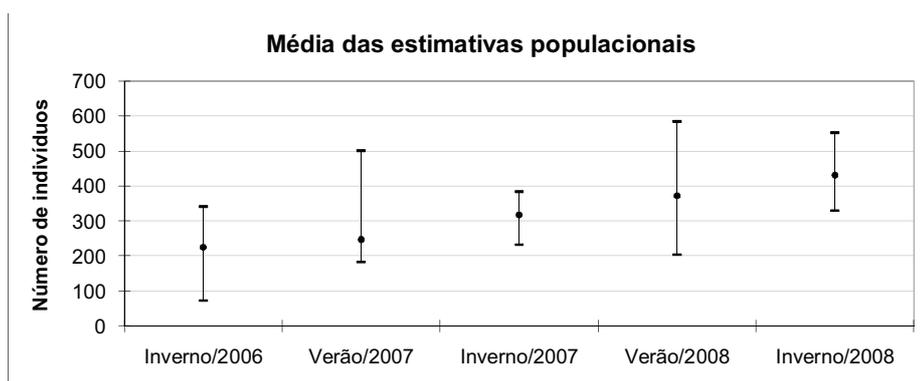


Figura 23: Média das estimativas populacionais de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá entre as diferentes temporadas pelo número de indivíduos com o intervalo de confiança de 95% inferior e superior respectivo a cada temporada.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Pressupostos dos Modelos de Captura-Recaptura

Para que os resultados das estimativas sejam considerados confiáveis é importante que os pressupostos dos modelos de marcação-recaptura não sejam violados. Em vista disso, o presente trabalho foi desenvolvido procurando atender a todas as premissas no que diz respeito à amostragem de campo, análise de fotografias e aplicação dos modelos a fim de maximizar a precisão dos resultados.

Sendo a suposição de fechamento populacional uma das premissas mais importantes e que se aplica a todos os modelos utilizados neste estudo, é de extrema relevância que ela seja atendida. A alta taxa de reavistagens de indivíduos entre as temporadas, somado ao padrão das curvas de descobrimento de indivíduos identificados em cada temporada e em todo o período, sugere que a população se manteve fechada durante o estudo. Além disso, o curto intervalo de tempo entre as amostras, com um máximo de nove dias na temporada do verão de 2007, também justifica a suposição de fechamento populacional, permitindo que o método de Petersen seja aplicado sem que perca sua precisão (KREBS, 1999).

Devido aos cetáceos serem animais de vida longa e os estudos com esse grupo serem relativamente curtos em relação ao seu tempo de vida, o fechamento populacional entre períodos amostrais normalmente é assumido (SHANE, 1987 apud WILLIAMS, DAWSON; SLOOTEN, 1993). A idade máxima estimada para *S. guianensis* no estuário de Cananéia foi de 29 anos (SANTOS; ROSSO; RAMOS, 2003), fato que corrobora a suposição. Outra característica que também pode ser levada em conta ao se assumir que a população em estudo é fechada é a fidelidade no uso da área por indivíduos marcados na população, descrita por Santos et al. (2010b).

Segundo Kendall (1999), mesmo quando movimentos randômicos de indivíduos dentro e fora da área de estudo ocorram, os estimadores não são enviesados. Entretanto, diminui a efetiva probabilidade de captura e, conseqüentemente, a precisão das estimativas. Contudo os modelos continuam válidos. Aquele trabalho também destacou que isto pode ser um problema quando as probabilidades de captura forem muito baixas, gerando estimativas pouco confiáveis, ou fazendo com que uma grande parte da população não seja capturada.

Krebs (1999) destacou que mortes naturais e/ou acidentais podem ocorrer entre a primeira e segunda amostragem sem afetar o método de Petersen, assumindo-se que indivíduos marcados e não marcados possuem a mesma probabilidade de morte. Como essa

suposição é difícil de ser afirmada com certeza em qualquer população natural, o melhor é evitá-la.

Assim como existe a possibilidade de mortes acidentais e/ou naturais ocorrerem, o mesmo acontece com o recrutamento. Seber (1982) enfatiza que algumas vezes o tempo decorrido entre duas amostras é suficiente para permitir a entrada de novos indivíduos na parte da população que será capturada, resultando em um decréscimo na proporção de marcados na segunda amostra e, conseqüentemente, superestimando o tamanho populacional. Com a utilização somente de fotografias de indivíduos com marcas permanentes muito conspícuas na população para a aplicação dos modelos, este viés pode até ocorrer caso um indivíduo sem marcas esteja presente após as primeiras saídas em campo. Entretanto, as chances são minimizadas quanto mais curto for o intervalo de tempo empregado entre cada temporada e ao se evitar incluir no catálogo os indivíduos com marcas sutis.

Outro fator chave nos estudos de captura-recaptura é a premissa que assume igual probabilidade de captura dos indivíduos. De acordo com Calambokidis e Barlow (2004) uma potencial causa de violação dessa premissa em estudos de fotoidentificação com cetáceos diz respeito ao viés geográfico. No estudo com baleia-jubarte *M. novaengliae* e baleia-azul *B. musculus* na costa oeste dos Estados Unidos e México, os autores identificaram que se a área amostrada não for representativa e se os esforços de campo não forem sistemáticos, os resultados podem gerar estimativas subestimadas. Isto pode ocorrer devido a alguns indivíduos se concentrarem em determinados locais e os esforços se limitarem apenas a tais lugares, fazendo com que esses indivíduos sejam mais capturados e recapturados que outros.

Para evitar cometer esse erro, a área de estudo no Complexo Estuarino de Paranaguá foi dividida em três subáreas menores, como recomendado por Hammond, Mizroch e Donovan (1990), Krebs (1999) e Seber (1982). As subáreas foram investigadas em dias distintos, facilitando a amostragem da área em sua totalidade. O deslocamento realizado em zig-zag pelo local também facilitou o encontro com os indivíduos, permitindo que a maioria fosse capturada e, assim, diminuindo a probabilidade de indivíduos não serem fotografados.

Nos estudos que utilizam a técnica de marcação-recaptura, dificilmente a premissa de igual probabilidade de captura entre ocasiões e indivíduos é atendida (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990; OTIS et al., 1978), apesar deste ser um problema menor em estudos de fotoidentificação do que em estudos de captura-recaptura convencionais (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990). Entretanto, ao se utilizar o programa CAPTURE que incorpora modelos que levam em conta as variações individuais, temporais e

comportamentais, e o estimador de Chapman que tende a ser menos afetado pela heterogeneidade de captura (CALAMBOKIDIS et al., 1990), é possível relaxar essa premissa.

Segundo Hammond, Mizroch e Donovan (1990) uma mudança nas marcas naturais durante o período de amostragem teria o mesmo efeito que a perda de marcas de identificação em estudos de captura-recaptura convencionais, levando a uma superestimação do tamanho populacional. A violação da premissa de que os indivíduos não perdem suas marcas em estudos envolvendo cetáceos pode ocorrer caso marcas muito sutis sejam consideradas. Desta forma, apenas marcas permanentes robustas devem ser utilizadas para identificar indivíduos que serão incluídos nas estimativas (WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999). No presente estudo, somente indivíduos com marcas muito conspícuas nas nadadeiras dorsais foram considerados nas análises de estimativas, garantindo o cumprimento deste pressuposto.

Além disso, outras características também podem ser consideradas para facilitar e aumentar a confiabilidade da recaptura, como por exemplo, forma e padrões de coloração diferentes de nadadeiras dorsais e caudais (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990). No presente trabalho, quando existentes, outras características também foram consideradas juntamente com as das nadadeiras dorsais: marcas presentes na nadadeira caudal, marcas de prováveis impactos antrópicos como hélices de barcos e redes de pesca. O tempo relativamente curto entre as saídas também contribuiu para o atendimento à premissa, pois se o tempo de duração do estudo for pequeno a perda de marcas pode ser considerada um problema secundário (OTIS et al., 1978).

Outra consideração a ser feita em relação à mudança das marcas é que em algumas espécies a probabilidade de isto ocorrer é muito mais comum em animais jovens. Por isso utilizaram-se somente adultos com marcas permanentes para compor as análises de estimativa de abundância.

A utilização apenas de fotografias de boa qualidade no presente trabalho permitiu uma identificação precisa de cada indivíduo, garantindo assim o cumprimento do pressuposto de que todas as marcas são corretamente reconhecidas. Friday et al. (2000) ressaltaram que fotografias de baixa qualidade comprometem o reconhecimento das marcas naturais causando incertezas na identificação dos indivíduos. Além disso, baixas probabilidades de reconhecimento individual podem gerar heterogeneidade de captura ou falsos negativos, comprometendo as análises de abundância visto que os modelos de captura-recaptura não incorporam variações introduzidas por identificações incorretas. Da mesma forma Hammond, Mizroch e Donovan (1990) destacaram que para estimar o tamanho populacional através de

métodos de captura-recaptura é importante utilizar somente fotografias de boa ou excelente qualidade.

A premissa de que as marcas não alteram a probabilidade de captura ou recaptura dos indivíduos também pode ser considerada atendida neste trabalho. Se a ação de captura interfere na futura recaptura, esta resposta comportamental introduzirá um viés na estimativa de abundância. Como a técnica utilizada para marcação-recaptura é realizada através da fotoidentificação, não havendo contato com os indivíduos, pode-se inferir que ela não altera a possibilidade de capturas e recapturas (WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999). Além disso, *S. guianensis* é considerada de comportamento arisco, não se aproximando de embarcações com facilidade. Assim, a embarcação utilizada para a realização da amostragem possivelmente não interfere diretamente nas capturas.

Com base nos resultados apresentados neste trabalho, todas as premissas foram atendidas, atestando a confiabilidade dos resultados.

## 5.2 Análise das Fotografias

O presente trabalho obteve um aproveitamento de 33% das fotografias durante o período de estudo, variando de 25% no inverno de 2006 a 48% no inverno de 2007. O valor obtido por Flores (1999) na Baía Norte em SC foi de 30%. Para o estuário de Cananéia, Acuña (2002) obteve 18% de sucesso em suas fotos, Santos e Rosso (2008) obtiveram 21% e Pacífico (2008) chegou a um valor de 36%, mais similar ao presente estudo. Esta diferença pode estar relacionada ao tipo de câmera fotográfica utilizada nos estudos. Acuña (2002) e Santos e Rosso (2008) utilizaram câmeras com filmes fotográficos e lente de 300mm, enquanto que neste trabalho e no de Pacífico (2008) foram utilizadas câmeras digitais com lente de 400mm. Este tipo de câmera aumenta o zoom, é mais rápida e a lente com estabilizador de imagem aumenta as chances de se obter um número maior de fotos de boa qualidade.

Também com *S. guianensis*, Azevedo et al. (2004) obtiveram 30% de sucesso nas suas fotografias na Baía de Guanabara (RJ), enquanto que Simão et al. (2000) e Campos et al. (2004) tiveram, respectivamente, 14% e 17% de aproveitamento na Baía de Sepetiba (RJ). Batista (2008) obteve 19% de aproveitamento em seu estudo de fotoidentificação com *S. guianensis* no estuário do rio Paraguaçu (BA). Por se tratar de grupos de pesquisa distintos, estas diferenças podem estar relacionadas ao critério de classificação das categorias das fotos. Como não há uma padronização, alguns autores são mais restritivos que outros na inclusão de

fotos consideradas de boa qualidade, gerando diferenças mesmo quando a espécie alvo de estudo é a mesma.

Quando comparado a outras espécies de cetáceos, o aproveitamento das fotografias de *S. guianensis* é relativamente baixo. Isto pode ser explicado por características apresentadas pela espécie, tais como: tamanho pequeno, comportamento arredio e preferência por águas turvas que dificultam a obtenção de boas fotografias e, conseqüentemente, a realização de estudos de fotoidentificação (SANTOS et al., 2000). Além disso, a amostragem por fotoidentificação de algumas espécies de odontocetos pode ser impedida pela dificuldade em se fotografar indivíduos pequenos e rápidos (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990), características que são observadas em de *S. guianensis*.

Comparando-se com trabalhos desenvolvidos com *T. truncatus* por Dalla Rosa (1999) e Fruet (2008) no estuário da Lagoa dos Patos (RS), os quais obtiveram, respectivamente, um aproveitamento de 79 e 63%, a diferença fica evidente. Tal fato pode ser justificado devido ao tamanho da nadadeira dorsal de *T. truncatus* ser maior que a de *S. guianensis*, o que facilita a obtenção de boas fotografias e também pelo comportamento menos arredio apresentado por *T. truncatus*.

### **5.3 Proporção de Indivíduos Marcados na População e Taxas de Recapturas**

Neste estudo a proporção de indivíduos marcados na população foi de 23%. Estudos desenvolvidos no estuário de Cananéia (SP) com a mesma espécie encontraram valores semelhantes: 29% (ACUÑA, 2002) e 19% (PACÍFICO, 2008). Já para Campos et al. (2004) em seu estudo na Baía de Sepetiba (RJ) encontraram a proporção de indivíduos com marcas variando em torno de 48% e 53% em cada um dos seus dois anos de estudo. Para Pizzorno (1999) na Baía de Guanabara (RJ) a proporção foi de 82%, um valor bastante elevado em comparação aos demais. Como já citado anteriormente, a ausência de padronização nos estudos e nos critérios de classificação de indivíduos marcados contribui para as diferenças observadas.

Flores (1999) sugere que as marcas observadas nos indivíduos de *S. guianensis* na Baía Norte em SC sejam decorrentes principalmente de interações sociais que envolvem contato corporal e mordidas, frequentemente observadas na região e que também podem ocorrer em outros locais de ocorrência da espécie.

Quando comparada à proporção de indivíduos marcados observada nos estudos de Dalla Rosa (1999) e Fruet (2008) com *T. truncatus* no estuário da Lagoa dos Patos (RS), que

variaram respectivamente de 51% a 54% e 62% a 74%, a baixa taxa de botos marcados neste trabalho pode ser explicada pela diferença no tamanho da nadadeira dorsal apresentado por estas duas espécies. O boto-nariz-de-garrafa *T. truncatus* apresenta uma nadadeira dorsal maior do que *S. guianensis*, o que implica em uma área maior para o aparecimento das marcas e, conseqüentemente, uma proporção maior de indivíduos marcados.

Se comparada a outros estudos realizados com *S. guianensis*, como por exemplo, o de Campos et al. (2004) e o de Pizzorno (1999) citados anteriormente, a baixa taxa de botos marcados neste trabalho pode ser explicada pelo critério de classificação dos indivíduos considerados marcados. Hammond, Mizroch e Donovan (1990) destacaram que alguns indivíduos muito marcados são mais facilmente reavistados do que outros com marcas menos distintas, os quais podem ser reavistados mas não reconhecidos em avistagens subseqüentes. Por isso, apenas indivíduos com marcas permanentes e conspícuas foram incluídos no catálogo de fotoidentificação. Marcas pequenas não foram consideradas, pela facilidade em gerar falsos-positivos.

As taxas de recaptura encontradas no presente trabalho variaram de 45,8% no verão de 2008 a 73,5% no verão de 2007, com um total de 65% dos botos reavistados em ao menos uma temporada. Altas taxas de recapturas também foram encontradas em outros estudos desenvolvidos com *S. guianensis*. Flores (1999), Pizzorno (1999) e Acuña (2002) reavistaram, respectivamente, 96,5%, 83% e 81,7% dos indivíduos identificados. Já outros autores encontraram valores baixos para a mesma espécie. No trabalho de Pacífico (2008) as taxas de recaptura variaram de 26,6% a 42,6% e no de Campos et al. (2004) variaram de 25% a 34%. Segundo os dois últimos trabalhos, estes valores baixos indicavam a necessidade de um aumento no esforço amostral para aumentar o número de recapturas e, conseqüentemente, estabilizar a curva de descobrimento.

#### **5.4 Estimativas de Abundância**

As estimativas do número de indivíduos marcados na população geradas pelos diferentes estimadores foram sempre muito similares entre si em todas as temporadas. Observa-se que os menores valores obtidos foram no inverno de 2006 (variação de 44 a 55 indivíduos; média de 49 indivíduos) e os maiores no inverno de 2008 (variação de 101 a 106 indivíduos; média de 104 indivíduos), correspondendo, respectivamente, à primeira e à última temporada de amostragem, indicando o aumento do tamanho da área de amostragem.

Destaca-se que o valor gerado pelo estimador de Petersen para os indivíduos marcados na temporada do verão de 2008 ficou fora dos seus intervalos de confiança. Isto pode acontecer mesmo quando os intervalos de confiança são estreitos e a amostragem for obtida de forma aleatória (KREBS, 1999).

As estimativas do tamanho total da população seguiram a mesma tendência, com o inverno de 2006 apresentando os menores valores (200 a 251 indivíduos; média de 224 indivíduos) e com o inverno de 2008 apresentando os maiores (420 a 441 indivíduos; média de 431 indivíduos). Neste caso, os estimadores também geraram valores bastante semelhantes entre si em cada temporada.

Observa-se que a cada temporada o número total de indivíduos segue uma tendência de aumento, o que pode indicar que nem todos os botos foram identificados (capturados) até o momento. Isto pode ser explicado devido ao fato de que áreas adjacentes à área de estudo não foram amostradas, como por exemplo, locais próximos ao Porto de Paranaguá e nos canais de ligação entre o estuário e o oceano.

Da mesma forma, a delimitação da área de estudo só foi definida a partir da terceira temporada de campo, pois, no início houve a necessidade de ajustes e de adequação da equipe ao local e à metodologia de amostragem. A partir do verão de 2008 houve um acréscimo de 10 km<sup>2</sup> na área amostrada, aumentando também as estimativas de abundância populacional.

Os diferentes modelos aplicados neste trabalho indicam que a estimativa populacional de *S. guianensis* para o setor amostrado de 110km<sup>2</sup> do Complexo Estuarino de Paranaguá variou entre 200 e 441 indivíduos. Contudo, esta pode ser considerada uma estimativa mínima para a região, pois somente uma parte do CEP foi amostrada até o momento. Espera-se que com o aumento dos esforços este número tenda a aumentar.

Estudos envolvendo estimativas de abundância populacional de *S. guianensis* também foram desenvolvidos em outros locais de ocorrência da espécie. Dentre estes, pode-se citar o de Acuña (2002) que estimou entre 249 e 293 indivíduos o tamanho da população de *S. guianensis* para um trecho de 16 km<sup>2</sup> do estuário de Cananéia (SP), utilizando diversos modelos de captura-recaptura por fotoidentificação para populações fechadas. E também o de Pizzorno (1999), que estimou entre 69 e 75 indivíduos o tamanho populacional de *S. guianensis* para a Baía de Guanabara (RJ) (337 km<sup>2</sup> de área navegável), também utilizando a técnica de captura-recaptura por fotoidentificação para diferentes modelos de estimativa populacional. A partir destes dados, observa-se que a estimativa gerada para a região do CEP é maior do que as porções investigadas naqueles estudos.

Campos et al. (2004) estimaram o tamanho da população de *S. guianensis* na Baía de Sepetiba (RJ) com cerca de 519 km<sup>2</sup> de área através da fotoidentificação e utilizando dois dos modelos também utilizados no presente trabalho: Schnabel e Schumacher-Eschmeyer. Para dois anos de estudo, seus resultados indicaram que a população no local variou de 315 a 504 indivíduos. Azevedo et al. (2003) utilizaram o método de Petersen modificado por Chapman para estimar a abundância populacional desta mesma espécie na Baía de Guanabara (RJ) o qual resultou em 54 a 73 indivíduos para o local. De uma área de 300 km<sup>2</sup>, os autores encontraram os botos em 130 km<sup>2</sup>.

Cerca de 125 km<sup>2</sup> do estuário de Cananéia foram amostrados por Santos e Zerbini (2006). A abundância de *S. guianensis* utilizando o software MARK através do *Pollock's Robust Design* com dados de captura e recaptura por fotoidentificação foi de aproximadamente 290 a 360 indivíduos.

O trabalho de Pacífico (2008) utilizou os mesmos modelos para populações fechadas e a mesma técnica de amostragem aplicada neste trabalho a fim de obter a estimativa populacional de *S. guianensis* para o estuário de Cananéia nos anos de 2007 e 2008. As estimativas de tamanho populacional variaram entre 377 e 813 indivíduos, superiores aos valores encontrados no presente trabalho. Porém, os resultados obtidos pelo autor são para a área do estuário de Cananéia em sua totalidade (132 km<sup>2</sup>) e, neste estudo, amostrou-se apenas 110 km<sup>2</sup> dos 551,8 km<sup>2</sup> que compõem as águas do CEP, indicando que a população total para o local seja ainda maior.

Em outras áreas de ocorrência de *S. guianensis*, como, por exemplo, o Golfo de Morrosquillo na Colômbia, também foram desenvolvidos estudos acerca da abundância populacional. Dussán-Duque, Wells e Bassos-Hull (2006) estimaram em 70 a 90 indivíduos a população do boto-cinza em 43 km daquela área.

A estimativa populacional de *S. guianensis* para o CEP é relativamente grande. Isto pode ocorrer devido aos seguintes fatores: (a) o CEP é bastante extenso, possuindo uma área total de 551,8 km<sup>2</sup> possíveis de serem navegados, o que pode proporcionar mais diversidade de habitats adequados e suportar uma população maior; (b) este ambiente apresenta menores níveis de impactos antrópicos se comparado a outros locais como, por exemplo, a Baía de Guanabara, proporcionando melhores condições ambientais para a ocorrência dos indivíduos; (c) pode haver uma diferença na produtividade do ecossistema e conseqüentemente na disponibilidade de presas se comparado a outros locais, aumentando a abundância de indivíduos no CEP.

Além disso, as águas interiores do CEP oferecem uma proteção contra predadores, como tubarões, por exemplo, e os botos-cinza podem apresentar uma preferência por essas regiões, aumentando a sua concentração e conseqüentemente sua abundância populacional. Do mesmo modo, há um adensamento humano consideravelmente menor no entorno do CEP quando comparado a outros locais como a Baía de Guanabara, o que implicaria em menor pressão de impactos de natureza antrópica à população do CEP.

Como já observado anteriormente, a premissa de igual probabilidade de captura é uma das mais importantes nos estudos com a técnica de captura-recaptura em populações fechadas. Porém, como esta suposição dificilmente é atendida, podem-se admitir fontes de variação a partir de alguns fatores. Para isso, utiliza-se o programa CAPTURE que incorpora modelos que utilizam tais fontes de variação. No presente trabalho, o CAPTURE selecionou os modelos (Mt), (Mth) e (M0) os quais levam em conta, respectivamente, efeitos temporais, combinação de efeitos temporais e de heterogeneidade individual na probabilidade de captura e o modelo nulo de não haver heterogeneidade na probabilidade de captura.

A precisão das estimativas populacionais é dada através do Coeficiente de Variação (CV) que é o desvio padrão/média: CVs menores que 20% são considerados bons e CVs de 30 a 50% típicos (BARLOW; REEVES, 2009). Em todas as temporadas, os menores coeficientes de variação foram gerados pelos estimadores de Schnabel e Schumacher-Eschmeyer, que são modelos de múltiplas amostragens. O modelo mais simples que trabalha com apenas duas ocasiões amostrais, que é o estimador de Petersen modificado por Chapman, apresentou coeficientes de variação baixos, variando de 7% a 24%. Seber (1982) destaca que mesmo quando as precauções são tomadas e as premissas são atendidas, o modelo de Petersen pode gerar estimativas enviesadas, sendo apropriado em alguns casos, mas impreciso em outros. O programa CAPTURE gerou coeficientes de variação maiores, de 27% a 86%. A partir disso, conclui-se que os estimadores que levam em conta múltiplas ocasiões amostrais são mais adequados ao conjunto de dados deste trabalho. E, levando-se em consideração apenas os modelos de Schnabel e Schumacher-Eschmeyer, a estimativa populacional de *S. guianensis* no CEP varia de 239 a 437 indivíduos (média = 323).

A grande variação apresentada pelos intervalos de confiança de todos os estimadores pode ser justificada pela baixa taxa de indivíduos marcados na população (20-30%) e pelo baixo índice de fotos úteis para a identificação individual quando comparada a outros cetáceos devido às características intrínsecas das espécies. A baixa taxa de recapturas em cada temporada, a qual apresentou uma média de 10%, também contribuiu para esta ampla variação, pois os esforços se concentraram em apenas uma parte de toda a área estuarina e os

indivíduos se caracterizam por ter uma grande mobilidade, o que pode fazer com que alguns não sejam reavistados.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

A estimativa do tamanho populacional de *S. guianensis* para o Complexo Estuarino de Paranaguá gerada pelo presente trabalho é uma medida inicial em busca de objetivos mais abrangentes de conservação desta população. A técnica de fotoidentificação foi aplicada de forma inédita na região com o objetivo de se obter informações sobre a população que habita este local e se mostrou bastante confiável, apesar das limitações existentes devido às características inerentes à espécie. A criação de um catálogo de fotoidentificação para o local facilitou a comparação entre os indivíduos e será importante para auxiliar no desenvolvimento de estudos de longo prazo tais como padrão de residência, intervalo de nascimentos, estrutura e organização social.

Em função de restrições de recursos econômicos, não foi possível cobrir todos os 551,8 km<sup>2</sup> de áreas navegáveis do estuário, porém o esforço empregado na área amostrada é importante para se avaliar o número mínimo de indivíduos, adquirir experiência para futuramente abranger toda a área e utilizar os demais dados de captura-recaptura para compreender outros aspectos da biologia da espécie como já publicado (SANTOS et al, 2010a; 2010b; 2010c; VAN BRESSEN; SANTOS; OSHIMA, 2009). Além disso, as informações geradas são importantes para compor o banco de informações da Área de Proteção Ambiental Estadual de Guaraqueçaba.

Em termos de conservação de uma população ou unidade de manejo, o *status* e a tendência populacional formam a base para se estabelecer as ações em direção aos objetivos que se quer alcançar. A medida absoluta do tamanho de uma população pode ser incluída na avaliação de seu estado, mas sem avaliar seu significado em relação a uma finalidade maior, torna-se uma medida incompleta.

O monitoramento da população de *S. guianensis* no Complexo Estuarino de Paranaguá iniciou no ano de 2006 e, a partir disso, uma estimativa mínima do número de indivíduos que a compõe foi aqui apresentada. Em vista disso, sugere-se dar continuidade a estes estudos para que a área total do CEP seja amostrada e a estimativa da população que habita o local seja determinada. Da mesma forma, essa continuidade é importante para que dados acerca de parâmetros populacionais e de tendência populacional sejam gerados a fim de se obter o estado real desta população para que ações efetivas de conservação e manejo sejam desenvolvidas na região. Pelo fato de habitar um local que recentemente vem recebendo cargas maiores de impactos antrópicos, faz-se necessário o monitoramento desta população

por um longo período de tempo para que se possa avaliar o quanto isso pode comprometer a viabilidade da mesma.

Do mesmo modo, o monitoramento de áreas vizinhas como o estuário de Cananéia que abriga uma população de *S. guianensis* também é importante, visto que não há barreiras geográficas separando os dois locais.

Populações residentes, com áreas de vida bem definidas em ambientes de baías e enseadas, encontram-se potencialmente mais ameaçadas em virtude da limitada distribuição e, por isso, um monitoramento contínuo é necessário para se avaliar possíveis flutuações decorrentes de impactos antrópicos cada vez mais comuns nesses ambientes (CREMER, 2007). Sendo assim, os resultados aqui apresentados sugerem uma população residente com movimentos esporádicos, e que habita uma região que apresenta impactos antrópicos como as operações do porto de Paranaguá e que deve ser acompanhada sistematicamente para o aumento do conhecimento científico da espécie e o desenvolvimento de estratégias de conservação para o Complexo Estuarino de Paranaguá. Recomenda-se que a continuidade dos estudos seja realizada aplicando-se a técnica de fotoidentificação pela confiabilidade dos resultados aqui observada e em outros estudos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABUABARA, M. A. P.; PETRERE JR, M. **Estimativas da abundância de populações animais**: introdução às técnicas de captura-recaptura. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá (EDUEM), 1997.

ACUÑA, L. B. **Estimativa do tamanho da população do boto-tucuxi-marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) na região do estuário de Cananéia, São Paulo, por meio de catálogo de foto-identificação para a espécie**. 2002. 73 f. Dissertação (Mestrado em Biociências – Ecologia) - Instituto de Biociências. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 2002.

AKAIKE, H. Likelihood of a model and Information Criteria. **Journal of Econometrics**, v. 16, p. 3-14, 1981.

AZEVEDO, A. et al. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 265-268, 2004.

\_\_\_\_\_. Estimativa do tamanho da população de botos (*Sotalia fluviatilis*) da baía de Guanabara (RJ), por meio da técnica de foto-identificação. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 6, 2003, Fortaleza. **Resumos do VI Congresso de Ecologia do Brasil**. Fortaleza, 2003. p. 175-176.

\_\_\_\_\_. Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 85, p. 209-212, 2005.

\_\_\_\_\_. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 87, p. 201-205, 2007.

BARLOW, J.; REEVES, R. R. Population Status and Trends. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd ed. San Diego, CA: Academic Press, 2009. p. 918-920.

BARNES, L. G. Cetacea Overview. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 1st ed. San Diego, CA: Academic Press, 2002. p. 204-208.

BATISTA, R. L. G. **Uso de área e associação entre os botos-cinza *Sotalia guianensis* (Ván Benédén, 1864) do estuário do rio Paraguaçu-BA**. 2008. 74 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia - Zoologia Aplicada), Pós-Graduação em Zoologia, Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia, 2008.

BERTA, A.; SUMICH, J. L.; KOVACS, K. M. **Marine Mammals Evolutionary Biology**. 2nd ed. Academic Press, 2006.

BOROBIA, M. **Distribution and morphometrics of South American dolphins of the genus *Sotalia***. 1989. 81 f. Dissertação (Mestrado em Ciências), McGill University, Montreal, Canadá, 1989.

BUCKLAND, S. T.; YORK, A. E. Abundance Estimation. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Ed.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd ed. San Diego, CA: Academic Press, 2009. p. 1-5.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Kullback-Leibler information as a basis for strong inference in ecological studies. **Wildlife Research**, v. 28, p. 111-119, 2001.

BRASIL. Decreto Nº. 90.883, de 31 de janeiro de 1985. Dispõe sobre a implantação da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba, no Estado do Paraná, e dá outras providências. **IBAMA**. Brasília, 31 jan. 1985. Disponível em: <[http://www.ibama.gov.br/siucweb/mostraDocLegal.php?seq\\_uc=70&seq\\_tp\\_documento=3&seq\\_finalidoc=7](http://www.ibama.gov.br/siucweb/mostraDocLegal.php?seq_uc=70&seq_tp_documento=3&seq_finalidoc=7)> Acesso em: 14 jun. 2009.

CABALLERO, S. et al. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: species level ranking for Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and Costero (*Sotalia guianensis*) dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 23, n. 2, p. 358-386, 2007.

CALAMBOKIDIS, J.; BARLOW, J. Abundance of Blue and Humpback Whales in the Eastern North Pacific Estimated by Capture-Recapture and Line-Transsect Methods. **Marine Mammal Science**, v. 20, n. 1, p. 63-85, 2004.

CALAMBOKIDIS, J. et al. Population estimates of humpback whales in the Gulf of the Farallones, California. In: HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Org.). **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and others techniques to estimate population parameters**. Cambridge, UK: Reports of International Whaling Commission, special issue 12, 1990. p. 325-333.

CAMPOS, P. G. et al. Estimativa populacional de *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1853) da Baía de Sepetiba (RJ). **Revista da Universidade Rural**, v. 24, n. 2, p. 175-80, 2004.

CHAO, A., HUGGINS, R. M. Classical Closed-population Capture-Recapture Models. In: AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. F. J. (Ed.). **Handbook of Capture-Recapture Analysis**. New Jersey: Princeton University Press, 2005. p. 22-35.

CHILVERS, B. L.; CORKERON, P. J. Abundance of indo-pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, off point Lookout, Queensland, Australia. **Marine Mammal Science**, v. 19, n. 1, p. 85-95, 2003.

CREMER, M. J. **Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil**. 2007. 212 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas – Zoologia), Pós-Graduação em Ciências Biológicas – ênfase em Zoologia. Universidade Federal do Paraná – UFPR, Curitiba, PR, 2007.

CREMER, M. J.; HARDT, F. A. S.; TONDELLO JÚNIOR, A. J. Estimativas de abundância e densidade populacional de *Sotalia guianensis* na Baía da Babitonga, Sul do Brasil. In: Workshop on Research and Conservation of the Genus *Sotalia*, 2006, Armação dos Búzios.

**Abstracts of workshop on research and conservation of the genus *Sotalia*.** Armação dos Búzios, 2006. p. 41.

CUNHA, H. A. et al. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, v.148, p. 449-447, 2005.

DALLA ROSA, L. **Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura.** 1999. 100 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica), Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto de Oceanografia. Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS, 1999.

DA SILVA, V. M. F.; BEST, R. C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In: RIDGWAY, S. H.; HARRISSON, R. (Ed.). **Handbook of Marine Mammals: the first book of dolphins.** London: Academic Press, 1994. p. 43-49.

DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 84, p. 1245-1250, 2004.

DI BENEDITTO, A. P. M.; SICILIANO, S. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 87, p. 253-254, 2007.

DUSSÁN-DUQUE, S.; WELLS, R. S.; BASSOS-HULL, K. Distribución, uso de habitat y abundancia de *Sotalia guianensis* en el Golfo de Morrosquillo, Colombia. In: Workshop on Research and Conservation of the Genus *Sotalia*, 2006, Armação dos Búzios. **Abstracts of workshop on research and conservation of the genus *Sotalia*.** Armação dos Búzios, 2006. p. 15.

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

FAIRFIELD, C. P. Comparison of abundance estimation techniques for the western North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). In: HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Ed.). **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters.** Cambridge, UK: Reports of the International Whaling Commission, special issue 12, 1990. p. 119-126.

FLACH, L.; FLACH, P.; CHIARELLO, A. Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 24, n. 3, p. 503-515, 2008.

FLORES, P. A. C. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 3, p. 840-847, 1999.

FLORES, P. A. C.; DA SILVA, V. M. F. Tucuxi and Guiana Dolphin. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Org.). **Encyclopedia of Marine Mammals.** 2nd ed. San Diego, CA: Academic Press, 2009. p. 1188-1192.

FLORES, P. A. C.; FONTOURA, N. F. Ecology of Marine Tucuxi, *Sotalia guianensis*, and Bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, in Baía Norte, Santa Catarina State, Southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5, n. 2, p. 105-115, 2006.

FORCADA, J. Distribution. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Org.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd ed. San Diego, CA: Academic Press, 2009. p. 316-321.

FORCADA, J; AGUILAR, A. Use of photographic identification in capture-recapture studies of Mediterranean monk seals. **Marine Mammal Science**, v. 16, n. 4, p. 767-793, 2000.

FRIDAY, N. et al. Measurement of photographic quality and individual distinctiveness for the photographic identification of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. **Marine Mammal Science**, v. 16, n. 2, p. 355-375, 2000.

FRUET, P. F. 2008. **Abundância, Mortalidade em Atividades Pesqueiras e Viabilidade da População de Botos (*Tursiops truncatus*) do Estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil**. 2008. 179 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica), Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto de Oceanografia. Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS, 2008.

GATESY, J. Whales and even-toed ungulates (Cetartiodactyla) In: HEDGES, S. B.; KUMAR, S. (Ed). **The Time Tree of Life**. New York: Oxford University Press, 2009. p. 511-515.

GEISE, L. *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Mammalia**, v. 55, n. 3, p. 371-380, 1991.

GEISE, L.; GOMES, N.; CERQUEIRA, R. 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**, v. 59, n. 2, p. 183-194, 1999.

HAMMOND, P. S. Estimating the size of naturally marked populations using capture-recapture techniques. In: DONOVAN, G. P. (Ed). **Behaviour of whales in relation to management**. Cambridge, UK: Reports of the International Whaling Commission, special issue 8, 1986. p. 253-282.

HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Ed.). **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters**. Cambridge, UK: Reports of the International Whaling Commission, special issue 12, 1990.

HANSEN, L. J.; DEFRAN, R. H. A comparison of photo-identification studies of California coastal bottlenose dolphins. In: HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Ed.). **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters**. Cambridge, UK: Reports of the International Whaling Commission, special issue 12, 1990. p. 101-104.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (IBAMA). **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação**. Brasília, 2001.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE (IUCN). **2008 IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: < <http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 13 set. 2010.

JÚNIOR, J. T. S.; WOSCH, L. F. O. As transformações da infra-estrutura de transportes e o Porto de Paranaguá. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, n. 99, 27-43, 2000.

KENDALL, W. L. Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. **Ecology**, v. 80, n. 8, p. 2517-2525, 1999.

KREBS, C. J. **Ecological Methodology**. 2nd ed. Menlo Park, CA: Benjamin Cummings, 1999.

LANA, P. C. et al. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. In: SEELIGER, U.; LACERDA, L. D.; KJERFVE, B. (Ed.). **Coastal Marine Ecosystems of Latin America**. Berlim: Springer Verlag, 2000. p. 131-145.

LODI, L. Tamanho e composição de grupo dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, v. 25, n. 2, 135-146, 2000.

MANLY, B. F. J.; MCDONALD, T. L.; AMSTRUP, S. C. Introduction to the Handbook. In: AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. F. J. (Ed). **Handbook of Capture-Recapture Analysis**. New Jersey: Princeton University Press, 2005. p. 1-21.

MURPHY, W. J.; EIZIRIK, E. Placental mammals (Eutheria). In: HEDGES, S. B.; KUMAR, S. (Ed). **The Time Tree of Life**. New York: Oxford University Press, 2009. p. 471-474.

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

NOERNBERG, M A. et al. Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranaguá estuarine complex – Brazil. **Journal of Coastal Research**, special issue 39, p. 1627-1631, 2006.

OTIS, D. L. et al. Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations. **Wildlife Monographs**, 135 p. 1978.

PACÍFICO, E. dos S. **Estimativa de abundância do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (SP): gerando subsídios para a carta SAO**. 2008. 68 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ecologia). Curso de Ecologia. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, SP, 2008.

PARANÁ. Decreto nº 1.228, de 27 de Março de 1992. Declara Área de Proteção Ambiental Estadual denominada Guaraqueçaba, no município de Guaraqueçaba, e adota outras providências. **Governo do Estado do Paraná**. Curitiba, 27 mar. 1992. Disponível em: <[www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/iap/legislacao/dec199201228.doc](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/iap/legislacao/dec199201228.doc)> Acesso em: 02 jun. 2010.

PIZZORNO, J. L. A. **Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação.** 1999. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais), Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais - Instituto de Florestas. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, RJ, 1999.

RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; LIMA, N. R.W. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 26, n. 1, p. 65-75, 2000.

READ, A. J. et al. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds, and estuaries of North Carolina. **Marine Mammal Science**, v. 19, n.1, p. 59-73, 2003.

REEVES, R. R. et al. **Guide to Marine Mammals of the World.** National Audubon Society, 2002.

REXSTAD, E.; BURNHAM, K. User's guide for the interactive program CAPTURE. Colorado State University, CO., 1992.

ROSAS, F. C. W. **Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná, Brasil.** 2000. 145 f. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2000.

ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L.; MONTEIRO-FILHO, E. L.A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 207-212, 2007.

SANTOS, M. C. de O.; ACUÑA, LB.; ROSSO, S. 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**, v. 81, p. 1049-1052, 2001.

SANTOS, M. C. de O. et al. A Gervais' beaked whale (*Mesoplodon europaeus*) washed ashore in southeastern Brazil: extra limital record? **Aquatic Mammals**, v. 29, n. 3, p. 404-410, 2003.

\_\_\_\_\_. Behavioral observations of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in São Paulo estuarine waters, Southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 26, n.3, p. 260-67, 2000.

\_\_\_\_\_. Cetacean records along São Paulo state coast, southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, v. 58, n. 2, p. 123-142, 2010d.

\_\_\_\_\_. Feeding associations between Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Van Bénèden, 1864) and seabirds in the Lagamar estuary, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 1, p. 9-17, 2010c.

\_\_\_\_\_. Group size and composition of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n.1, p. 111-120, 2010a.

\_\_\_\_\_. Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the Paranaguá Estuarine Complex: insights on the use of the area based on the photo-identification technique. **Zoologia**, v. 27, n.3, p. 324-330, 2010b.

\_\_\_\_\_. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 28, n. 1, p. 38-45, 2002.

SANTOS, M. C. de O.; ROSSO, S. 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**, v. 6, p. 71-82, 2007.

\_\_\_\_\_. Social Organization of Marine Tucuxi Dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia Estuary of Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n.2, p. 347-355, 2008.

SANTOS, M. C. de O.; ROSSO, S.; RAMOS, R. M. A. Age estimation of marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) in southeastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 83, n.1, p. 233-236, 2003.

SANTOS, M. C. de O.; ZERBINI, A. N. Abundance estimates of the marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) in the Cananeia Estuary, southeastern Brazil. In: Workshop on Research and Conservation of the Genus *Sotalia*, 2006, Armação dos Búzios. **Abstracts of workshop on research and conservation of the genus *Sotalia***. Armação dos Búzios, 2006. p. 51.

SEBER, G. A. F. **The estimation of animal abundance and related parameters**. 2nd ed. England: Charles Griffin & Company Ltd, 1982.

SHANE, S. H. The behavioral ecology of the bottlenose dolphin. Ph.D. thesis, University of California, Santa Cruz. 1987. In: WILLIAMS, J.A; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. **The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtfull Sound, New Zealand**. Canadian Journal of Zoology, v. 71, p. 2080-2088, 1993.

SCHMIEGELOW, J. M. M. **Estudo sobre cetáceos odontocetos encontrados em praias da região entre Iguape (SP) e Baía de Paranaguá (PR) (24°42'S – 25°28'S) com especial referência a *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Delphinidae)**. 1990. 149 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica), Pós-Graduação em Oceanografia Biológica, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1990.

SCHWARZ, C. J.; SEBER, G. A. F. Estimating Animal Abundance: Review III. **Statistical Science**, v. 14, n. 4, p. 427-456, 1999.

SIMÃO, S. M. et al. Aplicação da técnica de fotoidentificação do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, (Cetacea, Delphinidae) da Baía de Sepetiba. **Floresta e Ambiente**, v. 7, n. 1, p. 31-39. 2000.

SMITH, T. D. et al. An ocean-basin-wide mark-recapture study of the north atlantic humpback whale (*Megaptera novaeangliae*). **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 1, p. 1-32. 1999.

SOUZA, S. P. et al. A true's beaked whale (*Mesoplodon mirus*) on the coast of Brazil: adding a new beaked whale species to the Western Tropical ad South America. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 4, n. 2, p. 129-136, 2005.

STANLEY, T. R.; BURNHAM, K. P. Information-Theoretic Model Selection and Model Averaging for Closed-Population Capture-Recapture Studies. **Biometrical Journal**, v. 40, p. 475-494, 1998.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). **World Heritage List, 1999**. Disponível em: <http://whc.unesco.org/en/list/893/>. Acesso em: 29 out. 2010.

VAN BRESSEN, M-F.; SANTOS, M. C. de O.; OSHIMA, J. E. de F. Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible indicator of a compromised marine environment. **Marine Environmental Research**, v. 67, p. 63-68, 2009.

WELLS, R. S. Identification Methods. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Org.). **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd ed. San Diego, CA: Academic Press, 2009. p. 593-599.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, n. 1. p. 120-139, 1999.

WHITE, G. C. et al. **Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations**. New Mexico: Los Alamos National Laboratory, 1982.

WICZOREK, A. **Mapeamento de sensibilidade a derramamentos de petróleo do Parque Estadual da Ilha do Cardoso-PEIC e áreas do entorno**. 2006. 157 f. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente), Pós-Graduação em Geociências e Meio Ambiente, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP, 2006.

WILLIAMS, J.A.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtfull Sound, New Zealand. **Canadian Journal of Zoology**, v. 71, p. 2080-2088, 1993.

WILSON, B.; HAMMOND, P. S.; THOMPSON, P. M. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. **Ecological Applications**, v.9, n. 1, p. 288-300, 1999.

WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T. A. Methods of photo-identification for small cetaceans. In: HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Ed.). **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters**. Reports of the International Whaling Commission, special issue 12, 1990. p. 43-52.

ZAR, J. H. **Bioestatistical Analysis**. 4th ed. New Jersey: Prentice Hall, 1999.