

**UFRRJ**

**INSTITUTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
BIOLOGIA ANIMAL**

**DISSERTAÇÃO**

**Fidelidade de habitat e Estimativa populacional de  
*Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) da Baía de  
Sepetiba - RJ, por meio da técnica de marcação-  
recaptura.**

**Mariana Freitas Nery**

**2008**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA  
ANIMAL**

**FIDELIDADE DE HABITAT E ESTIMATIVA  
POPULACIONAL DE *Sotalia guianensis* (CETACEA,  
DELPHINIDAE) DA BAÍA DE SEPETIBA – RJ, POR MEIO  
DA TÉCNICA DE MARCAÇÃO-RECAPTURA.**

**MARIANA FREITAS NERY**

*Sob a Orientação da Professora*  
**Dra. Sheila Marino Simão**

Dissertação submetida como  
requisito parcial para obtenção  
do grau de **Mestre em**  
**Ciências**, no Curso de Pós-  
Graduação em Biologia  
Animal.

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2008

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE BIOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

**MARIANA FREITAS NERY**

Dissertação/Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Biologia Animal, no Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 29/02/2008

---

Sheila Marino Simão (Dr.) UFRRJ  
(Orientador)

---

Artur Andriolo (Dr.) UFJF

---

Alexandre Fernandes Bamberg de Araújo (Dr.) UFRRJ



Foto: Mariana Espécie

*“There is about as much educational benefit to be gained in studying dolphins in captivity as there would be studying mankind by only observing prisoners held in solitary confinement”.*

**- Jacques Cousteau**

## AGRADECIMENTOS

Muitas pessoas fizeram parte dessa nova etapa que se finaliza, e é muito bom ter a oportunidade de agradecê-las neste espaço, embora palavras não sejam suficientes para demonstrar toda a minha gratidão.

Gostaria de dedicar esse trabalho à minha mãe, **Marina Freitas**. Tudo o que sou devo a ela, que sempre me incentivou na busca dos meus sonhos. Obrigada pelo apoio irrestrito, pelo amor incondicional, por tudo que me ensinou e ainda vai ensinar e por ser a pessoa admirável em quem sempre me espelharei.

À **Sheila Marino Simão**, pela orientação, paciência, amizade e por todas as oportunidades de trabalho e crescimento que me deu. Obrigada por tudo! Que a nossa parceria dure pra toda a vida.

Aos membros da banca, **Dr. Alexandre F.B. de Araújo** e **Dr. Artur Andriolo**, por gentilmente terem aceitado o convite.

À **Coordenação de Apoio a Pesquisa e Ensino Superior (CAPES)** pela bolsa concedida.

À Cetacean Society International, que forneceu o suporte financeiro necessário às idas aos Congressos Internacionais no México e África do Sul. Thank you very much, **Bill Rossiter!**

Ao **Romildo Silva**, pela sua inestimável habilidade ao manejar o barco que utilizamos durante o estudo.

Aos amigos que fizeram a vida em Seropédica muito mais divertida! **André Carvalho, Ricardo, Piktor, Karina, Alex, Igor, Érica, Amanda, Frango, Ludmila, Cláudio** e muitos outros com quem tanto aprendi e me diverti nesses dois anos.

Aos amigos que apesar de longe, sempre torceram pelo meu sucesso, e que sempre fizeram parte da minha vida, mesmo distantes: **Cassiana, Karina, Marina, Lilian, Maria, Joel, Guigo, André Matias** e muitos outros. Muito do que sou hoje eu devo a vocês.

Ao grande amigo **Hélio Ricardo da Silva**, é difícil quantificar tudo o que aprendi com ele. O seu amor e dedicação à Ciência são inspiradores! Obrigada pela convivência inesquecível!

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia e Bioacústica de Cetáceos, **Elaine, Felipe, Nataly, Rodrigo, Carol, Mônica**. Obrigada por toda ajuda durante a coleta e análise dos dados.

À minha mais que querida amiga **Mariana Espécie**. Ela merecia pelo menos vinte páginas de agradecimentos. Obrigada por todos os artigos que você encontrou pra mim, por toda a ajuda durante a coleta e análise dos dados, por toda paciência. Mas principalmente obrigada pela amizade que levarei para toda a vida, pelas conversas, pelos conselhos, e pelas muitas risadas. Nossa parceria e nossa sintonia com certeza continuará para sempre.

Ao grande e eterno amigo **André Santoro**, por toda dedicação e cumplicidade ao longo dos anos, e pela ajuda com o programa de edição de imagens. Grande parte dessa conquista é tua.

À minha família, que sempre será meu conforto, para onde retornarei para me suprir de novas forças. Aos **tios e tias, primos e primas** (cujos nomes eu sou obrigada a omitir, senão ocuparia uma página inteira), às minhas amadas irmãs (**Natuza, Rhayssa e Vanessa**), ao meu querido pai **Neuber Nery** (que enche minha vida de poesia) e minha **avozinha** querida. A simples existência de todos vocês é uma alegria indizível para o meu coração.

Y finalmente, a mi amado **Juan Pablo Torres**, por enseñarme tanto sobre el amor, por ayudarme a crecer en todos los sentidos, por tu compañerismo, apoyo e incentivo a mi carrera académica. Muchas gracias por tu cariño, por creer tanto en mi, por las críticas siempre tan constructivas y por estar a mi lado en este momento de grande mudanza en mi vida. Ojala podamos aprender mucho más juntos y hacer realidad todos nuestros sueños.

## RESUMO

NERY, Mariana Freitas. **Fidelidade de Habitat e Estimativa Populacional de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) da Baía de Sepetiba – RJ, por meio da técnica de marcação-recaptura.** 2008. 76p. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

Este estudo teve por objetivos principais acessar informações a respeito da fidelidade de habitat e estimar o tamanho da população de *Sotalia guianensis* da Baía de Sepetiba (22°35'S, 44°03'W) Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil. Para verificar a fidelidade de habitat, foi utilizado o catálogo de fotografias do período de fevereiro de 1994 a julho de 2006 onde estão foto-identificados 217 botos, sendo que 79 destes (36,4%) foram reavistados pelo menos uma vez durante esses 12 anos e o intervalo médio entre reavistagens foi de  $40,6 \pm 31,1$  meses. A presença de pares de mães-filhotes foi numerosa ao longo do período de estudo e novos indivíduos foram constantemente identificados na área. Os resultados sugerem que parte desta população depende substancialmente do habitat fornecido pela Baía de Sepetiba, tanto para alimentação quanto para fins de reprodução, apesar de haver indivíduos que usam menos esta área. Para estimar o tamanho da população, um novo catálogo foi iniciado, produzido a partir de 14 saídas de campo de Abril de 2006 a Abril de 2007. Foram tomadas 9990 fotografias dos golfinhos, e destas, 2567 imagens eram de qualidade ótima o suficiente para as análises. 382 golfinhos foram identificados através de marcas e entalhes em suas nadadeiras dorsais. 153 indivíduos foram fotografados em mais de uma ocasião. As estimativas populacionais foram obtidas usando modelos de marcação-recaptura para populações fechadas. As estimativas resultantes, calculadas com a proporção de animais marcados na população (0,53) foram de 989 animais (IC 95% 965-1057) para o Estimador de Schnabel; 1060 animais (IC 05% 1004-1117) para o Estimador de Schumacher-Eschmeyer; 1043 animais (IC 95% 999-1115) para o Modelo  $M_t$ ; e 1085 animais (IC 95% 1016-1154) para o Modelo  $M_{th}$ . Esses resultados representam a maior estimativa populacional para *Sotalia guianensis* em toda sua área de ocorrência.

Palavras-chave: fidelidade de habitat, estimativa de abundância, golfinho *Sotalia*

## ABSTRACT

NERY, Mariana Freitas. **Site fidelity and Abundance Estimate of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) in Sepetiba Bay, RJ – using mark-recapture technique.** 76p. Dissertation (Master of Science in Animal Biology). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2008.

This study had two main objectives: assess information about site fidelity and abundance estimation of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay (22°35'S, 44°03'W), State of Rio de Janeiro, southeastern Brazil. To evaluate site fidelity, we used a photo-identification catalogue from February 1994 and July 2006, which have 217 identified individual dolphins. Seventy-nine animals (36.4%) were resighted at least once during the study period, and the average interval between resightings was  $40.6 \pm 31.1$  months. Large numbers of mother-and-calf pairs were recorded throughout the 12 years of study, and new individuals were constantly identified in the area as shown by the photographic records. The results suggest that part of the dolphin population depends on the habitat provided by Sepetiba Bay for feeding and for the purposes of reproduction, whilst other members use it only for short periods of time. To estimate the population size, a new catalogue was made from 14 boat-based surveys from April 2006 to April 2007. We took 9,990 photographs of dolphin and, of these, 2,567 images were of sufficient quality for analysis. We identified and cataloged 382 dolphins from distinctive nicks and notches on their dorsal fins. 153 dolphins were photographed on more than one occasion. Estimates of population size were obtained by using capture-recapture models for closed population. The resulting estimates, scaled to account the proportion of marked dolphins in the population (0.53), are 989 animals (IC 95% 965-1057) to Schnabel Estimator; 1060 animals (IC 05% 1004-1117) to Schumacher-Eschmeyer Estimator; 1043 animals (IC 95% 999-1115) to Model  $M_t$ ; and 1085 animals (IC 95% 1016-1154) to Model  $M_{th}$ . These results represent the largest population ever reported to *Sotalia guianensis*.

Keywords: habitat fidelity, estimate abundance, *Sotalia* dolphin



## ÍNDICE DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Número de saídas de campo, novas identificações e reavistagens de <i>Sotalia guianensis</i> na Baía de Sepetiba entre Fevereiro de 1994 e Agosto de 2006 .....	13
<b>Tabela 2.</b> Intervalos de reavistagens maiores que cinco anos de <i>Sotalia guianensis</i> na Baía de Sepetiba. Ano da primeira avistagem, intervalos entre a primeira e a última avistagem, e total de reavistagens .....	15
<b>Tabela 3.</b> Pastas do “Catálogo de Referência” categorizadas de acordo com a localização da marca ou característica mais distintiva dos indivíduos .....	25/26
<b>Tabela 4.</b> Histórico de capturas e recapturas em cada ocasião amostral .....	35
<b>Tabela 5.</b> Resumo das estimativas e seus intervalos de confiança de 95% para os diferentes modelos de marcação-recaptura utilizados neste estudo .....	38
<b>Tabela 6.</b> Estimativas do tamanho total da população .....	38
<b>Tabela 7.</b> Resumo das abundâncias de algumas populações de <i>S. guianensis</i> no Brasil .....	47

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Golfinho tucuxi marinho ( <i>Sotalia guianensis</i> ) .....	4
<b>Figura 2.</b> Mapa da área de estudo, Baía de Sepetiba .....	6
<b>Figura 3.</b> Saídas de campo distribuídas entre as estações de ano pelos 12 anos de estudo .....	12
<b>Figura 4.</b> Mapa da Baía de Sepetiba mostrando a área preferencialmente usada pelo tucuxi marinho .....	12
<b>Figura 5.</b> Distribuição dos golfinhos foto-identificados <i>versus</i> o número de avistagens para cada animal .....	14
<b>Figura 6.</b> SEP 006 em outubro de 1994 em sua captura; e em novembro de 1998, quando foi recapturado, respectivamente .....	14
<b>Figura 7.</b> Mapa da costa do sul do Rio de Janeiro mostrando as localizações geográficas das três Baías .....	19
<b>Figura 8.</b> Exemplo de marcas permanentes (A) e temporárias (B) .....	24
<b>Figura 9.</b> Localização das marcas mais distintivas dos indivíduos .....	25
<b>Figura 10.</b> A melhor imagem de cada dorsal de uma avistagem é mostrada na janela do <i>Photoshop</i> (esquerda). As imagens de comparação do Catálogo de Referência são mostradas na janela adjacente (direita) usando o <i>Windows XP Picture Viewer</i> .....	27
<b>Figura 11.</b> Frequência de capturas dos animais foto-identificados ao longo do período de estudo (n=382) .....	36
<b>Figura 12.</b> Curva de descobrimento dos golfinhos foto-identificados .....	37
<b>Figura 13.</b> Gráfico da proporção de animais recapturados na amostra ( $R_t/C_t$ ) contra o número de golfinhos previamente marcados ( $M_t$ ) durante o período de estudo .....	38
<b>Figura 14.</b> Desenho esquemático da sobreposição dos intervalos de confiança dos estimadores. A linha pontilhada cinza indica a região em que há sobreposição de todos os estimadores (1004 – 1057 indivíduos) .....	39
<b>Figura 15.</b> Indivíduos fotografados com anzóis presos às suas nadadeiras dorsais .....	40
<b>Figura 16.</b> Indivíduo com ferimento recente causado provavelmente por colisão com barco .....	41
<b>Figura 17.</b> Par mãe e recém-nascido, com dobras fetais ainda evidentes .....	42
<b>Figura 18.</b> Indivíduo apresentando doença de pele (retângulo vermelho) .....	42
<b>Figura 19.</b> Indivíduo fotografado apresentando o que parece ser um tumor em seu dorso .....	42

## SUMÁRIO

<b>AGRADECIMENTOS</b> .....	ii
<b>RESUMO</b> .....	iv
<b>ABSTRACT</b> .....	v
<b>ÍNDICE DE TABELAS</b> .....	vi
<b>ÍNDICE DE FIGURAS</b> .....	vii

### **1 INTRODUÇÃO GERAL**

1.1 Os cetáceos .....	1
1.2 A espécie estudada .....	3
1.3 A área de estudo .....	5
1.4 Objetivos .....	8

### **2 CAPÍTULO I - FIDELIDADE DE HABITAT**

2.1 Introdução .....	9
2.2 Material e Métodos .....	11
2.3 Resultados .....	12
2.4 Discussão .....	16

### **3 CAPÍTULO II - ESTIMATIVAS DE ABUNDÂNCIA**

3.1 Introdução .....	20
3.1.1 Estimativas de abundância e Foto-identificação .....	20
3.2 Material e Métodos .....	23
3.2.1 Coleta de dados.....	23
3.2.2 Análise das fotografias .....	23
3.2.3 Modelos de Marcação-recaptura .....	28
3.2.3.1 Modelo de Petersen/Estimador de Schnabel .....	29
3.2.3.2 Modelo de Schumacher e Eschemeyer.....	31
3.2.3.3 Programa <i>Capture</i> .....	32
3.2.4 Estimativas do tamanho total da população .....	33
3.3 Resultados.....	35
3.4 Discussão .....	40

<b>4 CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	49
<b>5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	51
<b>ANEXO A</b> .....	61

# 1 INTRODUÇÃO GERAL

## 1.1 Os Cetáceos

A Ordem dos Cetáceos (do grego *ketos* = baleia) que inclui baleias, golfinhos e botos, é representada por famílias viventes pertencentes às Subordens dos cetáceos com dentes (Odontoceti), e dos cetáceos com barbatanas (Mysticeti). Das 85 espécies de cetáceos consideradas por Reeves *et al.* (2003), 43 (oito mysticetos e 35 odontocetos) foram registradas na costa brasileira, através de avistagens em águas continentais ou costeiras ou ainda encontrados mortos pela costa (IBAMA 2001).

Os cetáceos são animais de vida longa, com reprodução lenta e que passam grande parte da vida embaixo d'água, tornando-se difíceis de serem estudados. Até recentemente, muito do que sabíamos a respeito dos cetáceos provinha de recursos comerciais e cativeiro. Métodos de pesquisa inovativos e esforços persistentes permitiram que pudéssemos conhecer mais sobre a história natural desses animais que sempre fascinaram os humanos ao longo dos séculos. Hoje, a maioria dos trabalhos sobre mamíferos marinhos na natureza são estudos comportamentais, características populacionais, movimentos migratórios, distribuição e locais de ocorrência de espécies. Estudos sobre reprodução, alimentação, anatomia, morfologia, entre outros, baseiam-se fundamentalmente em animais encontrados mortos ou capturados acidentalmente, resultado das diversas atividades de pesca (Mann *et al.* 2000).

Quando comparado com o conhecimento acumulado em outros países, pode-se dizer que ainda são poucas as informações pertinentes às espécies de cetáceos em águas brasileiras. Porém, nos últimos vinte anos, um enfoque maior tem sido dado referente aos aspectos ecológicos das espécies mais comumente encontradas no país. Este estudo insere-se nesse contexto, concentrando-se na estimativa populacional e fidelidade de área de uma espécie de pequeno cetáceo da subordem dos odontocetos pertencente à Família Delphinidae: o tucuxi marinho ou boto cinza *Sotalia guianensis*.

A foto-identificação dos cetáceos, utilizando marcas naturais produzidas geralmente pelo contato social, pode gerar informações valiosas sobre os padrões de movimentação, tamanho e dinâmica populacional, além de uma ampla variedade de informações sobre a história natural de uma população. Este trabalho teve como objetivo utilizar essa técnica para acessar informações a respeito da fidelidade de área de uma população de botos cinza e sua estimativa de abundância.

Assim, em uma primeira etapa (Capítulo 2) discutiremos os temas de residência e fidelidade de área, utilizando dados coletados de 1994 a 2006 (12 anos), com uma câmera fotográfica analógica. Em uma segunda etapa (Capítulo 3) usamos dados coletados em 2006-2007 com uma câmera fotográfica digital para estimar o número de animais que utilizam a área, usando modelos de marcação-recaptura. O conhecimento do tamanho dessa população poderá permitir o seu monitoramento quando comparado com estimativas futuras e possibilitar a estimativa de outros parâmetros populacionais, como taxas de nascimento e mortalidade, através da utilização de modelos para populações abertas. Essa informação, combinada com o conhecimento de qual o grau de residência dessa população na área, poderá auxiliar na implementação de estratégias adequadas de manejo e conservação.

## 1.2 A Espécie Estudada

O golfinho *Sotalia guianensis* (Figura 1) é encontrado em águas costeiras da América Central e do Sul, desde o Sul do Brasil (27°35'S, 48°35'W) (Simões-Lopes 1988), até Nicarágua (14°35'N, 83°14'W), com alguns registros em Honduras (15°58'N, 79°54'W) (Carr e Bonde 2000). O limite ao sul de *S. guianensis* está associado à zona de confluência das correntes do Brasil e de Falkland, sugerindo que a baixa temperatura da água seja o fator limitante para sua ocorrência (Simões-Lopes 1988; Borobia *et al.* 1991). É geralmente encontrado em estuários, baías e na boca de grandes rios (da Silva e Best 1996). Apesar da distribuição tipicamente costeira, existem registros da espécie para o Arquipélago de Abrolhos (aproximadamente 18°S, 70km do litoral da Bahia) (Borobia *et al.* 1991).

*S. guianensis* é um cetáceo de pequeno porte, podendo atingir por volta de 2 metros de comprimento na idade adulta, sendo um dos menores representantes da família Delphinidae. Seu tamanho ao nascer pode variar entre 91,2 e 106 cm (Ramos *et al.* 2000; Rosas 2000) com um período de gestação estimado entre 11 e 12 meses (Perrin e Reilly 1984). A maturidade sexual é atingida por volta dos seis ou sete anos de idade (Ramos 1997). Possui um rostro moderado e apresenta entre 26 e 36 dentes de mesmo tamanho em cada ramo mandibular e maxilar (da Silva e Best 1994). Apresenta coloração acinzentada no dorso e seu ventre pode variar entre o rosa e o branco (da Silva e Best 1994). A nadadeira dorsal, característica da espécie, é baixa e triangular (da Silva e Best 1996). Apresenta hábitos gregários formando pequenos grupos, se comparado com a maioria dos outros cetáceos, com cerca de 1 a 30 indivíduos (Bossenecker 1978; Borobia e Rosas 1991; Geise 1991; Brito *et al.* 1994). Simão e Siciliano (1994) registraram na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro, grupos de *S. guianensis* com até 200 exemplares e Lodi e Hetzel (1998) registraram agregações de até 450 indivíduos na Baía de Ilha Grande, também Rio de Janeiro, sendo a maior até hoje registrada. Agregações maiores estão usualmente engajadas em alimentação cooperativa (Flores 2002). A composição dos grupos ainda é desconhecida.

Estudos sobre o hábito alimentar de *S. guianensis* ao longo da costa do Brasil indicam preferência por peixes e lulas neríticos, o que reflete a natureza costeira de sua distribuição. Foram identificados como itens alimentares espécies pelágicas e demersais, demonstrando que a espécie não é seletiva e se alimenta em diferentes profundidades (Borobia e Barros 1989; Schimiegelow 1990). A captura pode ser realizada de maneira aleatória ou cooperativa (Flores 1992; da Silva e Best 1996; Rossi-Santos 1997).

*Sotalia guianensis* é considerado como "insuficientemente conhecido" pela IUCN (Reeves e Leatherwood 1994; Reeves *et al.* 2003) e inserido na categoria de "dados deficientes" pelo Plano de Ação para pesquisa e preservação de cetáceos em águas brasileiras (IBAMA 2001), devido ao limitado conhecimento sobre sua história natural e dados demográficos ao longo de sua distribuição. A espécie encontra-se listada na Convenção de Comércio Internacional de Espécies Ameaçadas da Fauna e Flora Silvestres (CITES) desde 1982 e também está incluída na lista das Espécies da Fauna Brasileira Insuficientemente Conhecidas e Presumivelmente Ameaçadas de Extinção (Bernardes *et al.* 1990).



**Figura 1.** Golfinho tucuxi marinho (*Sotalia guianensis*)

### 1.3 Área de Estudo

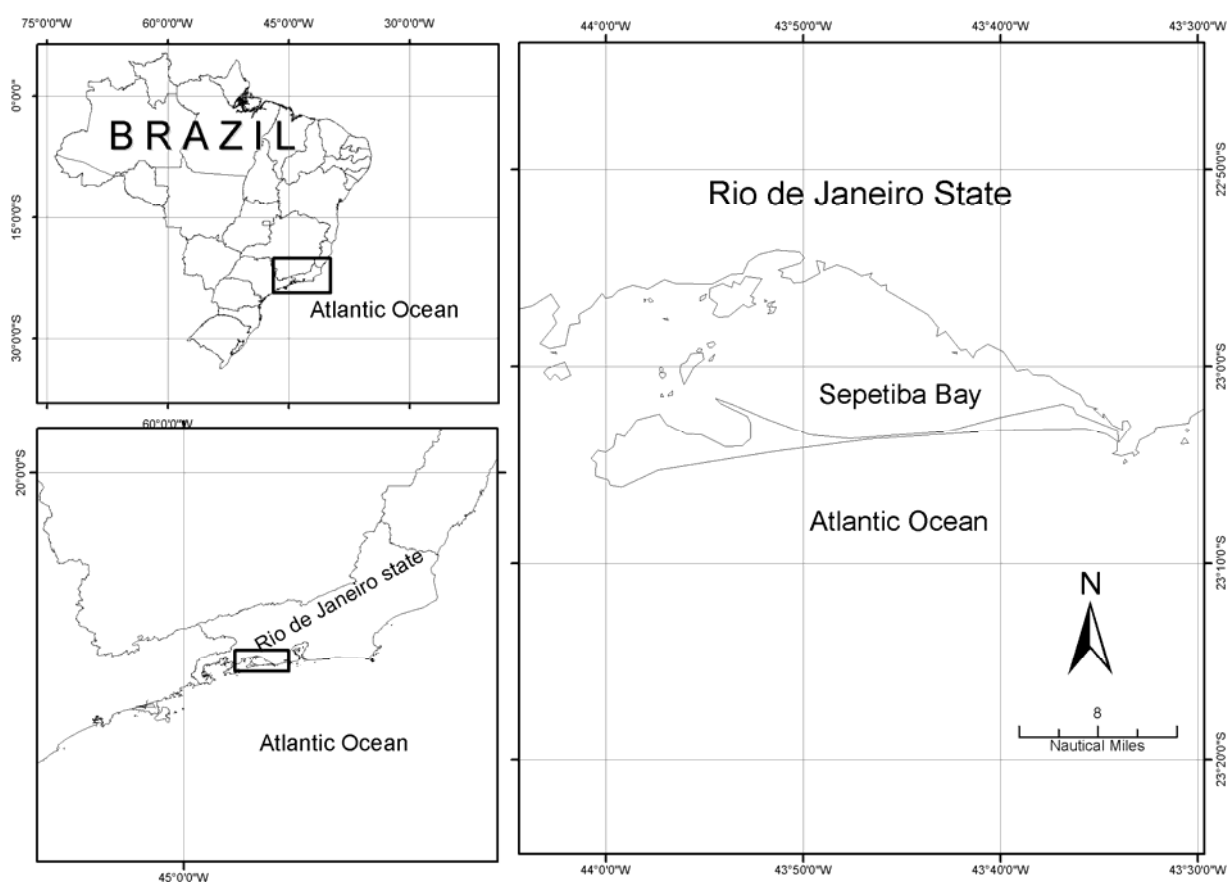
A Baía de Sepetiba (Figura 2) situa-se a aproximadamente 60 km a sudoeste da cidade do Rio de Janeiro, entre as latitudes 22°54'S e 23°04'S e longitudes 43°34' e 44°10'W. Circundando a Baía de Sepetiba, encontram-se diversos núcleos urbanos, como Pedra de Guaratiba, Sepetiba, Itaguaí e Mangaratiba (FEEMA/GTZ 1997). Trata-se de uma laguna costeira semi-fechada, com 519km<sup>2</sup> de área, limitada ao sul pela Restinga de Marambaia, a nordeste pela Serra do Mar, ao norte pela Serra de Madureira e a sudeste pelo Maciço da Pedra Branca (FEEMA/GTZ 1997). Possui forma alongada, e seu maior comprimento é de 43 km no sentido Este-Oeste e sua maior largura é de 17 km no sentido Norte-Sul (Coelho e Carvalho 1973). Em sua região litorânea, apresenta diversos ecossistemas, como ilhas, restingas, praias, mangues, costões rochosos e lameiros intertidais (FEEMA/GTZ 1997).

Em sua maior parte, a Baía apresenta pequenas profundidades (cerca de 6 metros), podendo atingir até 47 metros de profundidade em depressões isoladas entre as ilhas (Borges 1990). A Baía de Sepetiba constitui-se de águas salinas e salobras e comunica-se com o Oceano Atlântico através de dois canais: um restrito localizado na extremidade leste, que deságua em Barra de Guaratiba, e outro localizado na parte oeste entre os cordões de ilhas que limitam com a ponta da Restinga da Marambaia (FEEMA/GTZ 1997). Possui cerca de 55 praias continentais, 35 a 40 praias insulares e aproximadamente 49 ilhas e ilhotas. O fundo da Baía é principalmente lodoso, na maior parte da área interna, com formações de silte, argila e poucas áreas de areia e cascalho na parte mais externa e próxima da ligação com o mar (Costa 1992).

A Baía de Sepetiba apresenta uma penetração de luz relativamente baixa em suas águas, com uma distribuição diretamente relacionada com o aporte dos rios e a penetração das águas oceânicas. A temperatura da água varia entre 25°C no verão a 22°C no inverno, com a

temperatura podendo variar de 20°C a 28°C. A salinidade está compreendida entre 34‰ e 20‰, sendo que o fundo da baía e suas águas costeiras apresentam salinidade inferior a 30‰ (Sugio *et al.* 1979). Os ventos predominantes da região entre os meses de janeiro a julho são os provenientes do Norte, com velocidade média entre 2,2 e 2,7 m/s, pode ocorrer também o vento Sul e em março o vento Sudeste. De agosto a dezembro predominam os ventos Sul com velocidades superiores (Araújo *et al.* 1998).

A circulação de água é controlada pela maré e pelos padrões de corrente superficial, que seguem a topografia de fundo, criando uma área preferencial de deposição ao longo da costa norte (Sugio *et al.* 1979). A Baía apresenta como características hidrodinâmicas um padrão de circulação horário, influenciado pela maré e entrada de águas fluviais na região central da Baía (Barcellos 1995).



**Figura 2.** Mapa da área de estudo, Baía de Sepetiba

Vários rios de pequenos volumes de água e canais de drenagem deságuam na Baía, diluindo águas e trazendo aluviões e efluentes de poluentes diversos, oriundos de áreas domésticas e industriais dos municípios do Rio de Janeiro, Itaguaí e Mangaratiba. A maior contribuição de água doce para a Baía é proveniente do Canal de São Francisco (Rio Guandu) (Araújo *et al.* 1998).



Na área da Baía de Sepetiba encontramos atividades como: agricultura, pecuária, indústrias químicas, siderúrgicas, metalúrgicas, gráficas e de borracha (Rodrigues 1990). Possui cerca de 400 indústrias em seu entorno (Marins *et al.* 1998). Existem três grandes portos: o Porto de Sepetiba (localizado na Ilha da Madeira), o da MBR (Minerações Brasileiras Reunidas S.A., localizado na Ilha Guaíba) e o da NUCLEP (Fábrica de Equipamentos da Nuclebrás). O escoadouro natural de toda essa atividade urbana e industrial são os rios que drenam a bacia e deságuam na Baía de Sepetiba (Rodrigues 1990). O desenvolvimento das atividades industriais na área vem aumentando as concentrações de metais pesados na Baía. Esses rejeitos tóxicos e cumulativos possuem alta concentração de cádmio e zinco (Andrade *et al.* 1994). O setor turístico também vem se desenvolvendo, aumentando o número de navegações turísticas, e com isso, a poluição sonora na área (observação pessoal).

#### **1.4 Objetivos**

Os principais objetivos desse trabalho foram:

1. Definir fidelidade de habitat dos golfinhos à Baía de Sepetiba, utilizando dados de 1994-2006.
2. Estimar o tamanho da população usando modelos de marcação-recaptura.

# CAPÍTULO I

## FIDELIDADE DE HABITAT

### 3.1 Introdução

O pequeno golfinho tucuxi marinho *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) habita águas costeiras e estuarinas da América Central e do Sul (Carr e Bonde 2000). Borobia *et al.* (1991) registrou para a costa brasileira 46 locais onde a espécie ocorre, e Azevedo e Van Sluys (2005) e Rossi-Santos e Podos (2006) acrescentaram mais 2 e 1 locais respectivamente. Apesar de sua extensa distribuição ao longo da costa leste da América do Sul, há ainda relativamente pouca informação a respeito da história natural da espécie, particularmente com respeito a dinâmica das populações, ecologia, padrões de residência, habitat e interações sociais entre espécies. O seu pequeno tamanho, a ausência de dimorfismo sexual, sua preferência por águas estuarinas escuras e seu hábito arredo quanto à aproximação de barcos, dificultam o estudo dessa espécie em seu habitat natural.

Para resolver esses problemas, muitos pesquisadores têm empregado a técnica de foto-identificação para distinguir animais específicos em estudos de marcação-recaptura. Usando uma fotografia e um histórico de informações de avistagens, pesquisadores são capazes de reconhecer indivíduos através de marcas e padrões naturais da pele dos animais (Würsig e Jefferson 1990). Esta técnica tem sido amplamente utilizada para estimar o tamanho da população (Hammond *et al.* 1990), padrões de residência e movimentação dentro de uma área (Würsig e Würsig 1977; Scott *et al.* 1990; Weigle 1990), estrutura de grupo (Bigg *et al.* 1990; Wells 1991), fidelidade de habitat (Shane *et al.* 1986; Wells 1991; Bearzi *et al.* 1997), entre outros.

Alguns estudos, que se concentram nas regiões sul e sudeste do Brasil, comprovaram a eficiência da técnica da foto-identificação para o tucuxi marinho na costa do país, fornecendo as primeiras informações sobre padrões de residência e fidelidade de área para a espécie (Flores 1999; Pizzorno 1999; Simão *et al.* 2000; Link 2000; Santos *et al.* 2001; Azevedo *et al.* 2004; Hardt 2005; Rossi-Santos *et al.* 2007)

O termo “residência” pode ser interpretado como o tempo gasto por um animal em uma determinada área geográfica (Wells e Scott 1990; Wells 1991), contudo, o termo tem sido empregado de diferentes modos de acordo com os parâmetros usados para medir residência de golfinhos identificados individualmente (Ballance 1992; Simões-Lopes e Fábian 1999; Hardt 2005). Fidelidade de área é definida como a tendência de um animal para ocupar uma área ou retornar a uma área previamente ocupada por um certo período de tempo (White e Garrot 1990).

Desde 1994, a equipe tem conduzido trabalhos de campo na Baía de Sepetiba (Figura 2) com o objetivo de criar um banco de dados visual para assistir os pesquisadores no estudo da ecologia e comportamento dos tucuxis marinhos.

O objetivo desse estudo foi obter dados sobre fidelidade ao uso da área de indivíduos identificados no local e neste capítulo apresentamos informações obtidas ao longo de um período de 12 anos de observação da população de *S. guianensis* na Baía de Sepetiba. Os resultados apresentados provêm informações que poderão ajudar no desenho de futuros projetos conservacionistas.

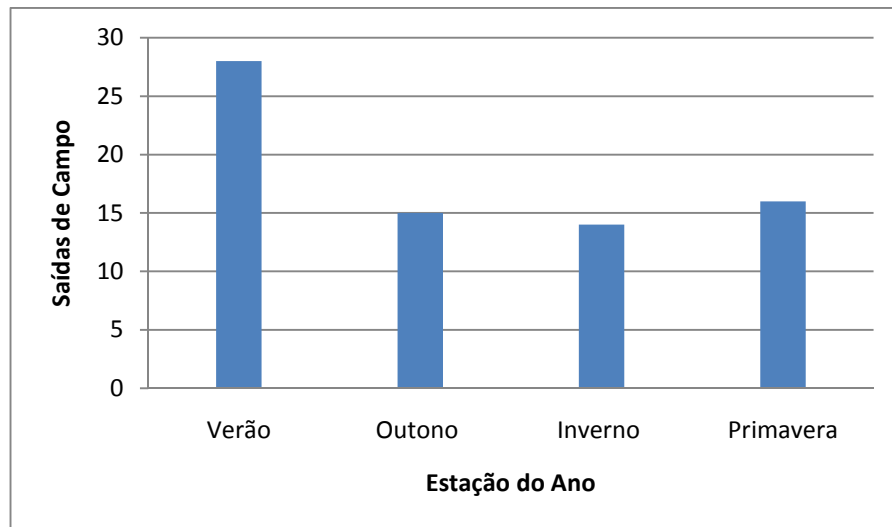
### **3.2 Material e Métodos**

Expedições foram conduzidas na Baía de Sepetiba entre Fevereiro de 1994 e Agosto de 2006, com o objetivo de fotografar a região da nadadeira dorsal do golfinho tucuxi marinho. O esforço não foi igualmente distribuído ao longo do período de estudo, apesar de todas as estações de ano terem sido amostradas. O trabalho de campo foi conduzido utilizando uma traineira de aproximadamente 7m de comprimento, quando as condições climáticas eram favoráveis (estado do mar < 3 na escala Beaufort). A traineira realizava um deslocamento em uma rota aleatória até que um ou mais grupos de golfinhos fossem encontrados. A posição geográfica do alvo era então anotada e posteriormente plotada em uma carta náutica. As fotos foram tiradas utilizando uma câmera Nikon modelo N80, com lentes Nikon AF 70 – 300 mm, e uma câmera Canon modelo EOS, com lente Canon EF 75 – 300 mm. Filmes fotográficos coloridos e preto e branco de velocidade ASA 100 ou 400 foram utilizados, e a escolha do filme dependeu da quantidade de luz do dia.

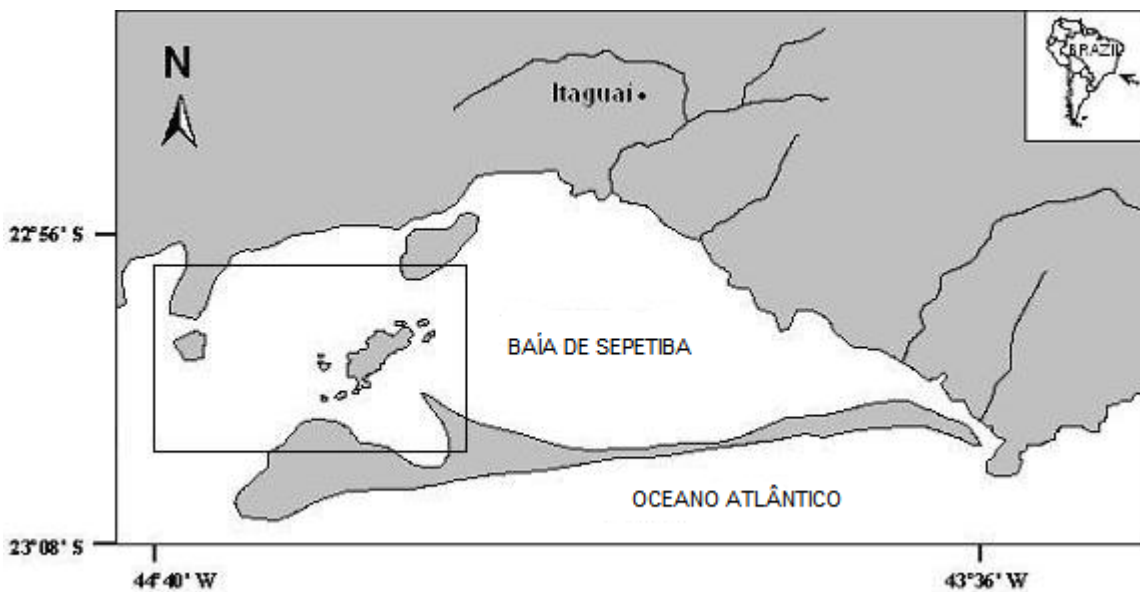
O exame das fotos foi feito com lupas 8x, projeção e ampliação de slides. Só foram utilizadas fotos com qualidade suficiente para o reconhecimento individual dos animais. Os diapositivos e negativos escolhidos foram projetados em uma folha branca de papel A4, em um retângulo de 8 x 14 cm (adaptado de Defran *et al.* 1990). As fotografias selecionadas eram comparadas visualmente por ao menos duas pessoas com experiência nesse tipo de trabalho. Somente fotografias consideradas ótimas (com bom foco, nitidez, bom ângulo da nadadeira em relação ao fotógrafo, e com a dorsal grande o suficiente para identificar pequenas marcas, quando presentes) foram usadas na análise para evitar erros na identificação.

### **3.3 Resultados**

Na Baía de Sepetiba existe uma população do boto cinza que pode ser encontrada durante todo o ano. Todas as estações de ano foram amostradas pelas saídas de campo, com uma tendência ao verão (Figura 3). Os golfinhos foram registrados em uma área de 145km<sup>2</sup> (Figura 4), representando somente 27,9% do total da área da Baía.



**Figura 3.** Saídas de campo distribuídas entre as estações de ano pelos 12 anos de estudo.



**Figura 4.** Mapa da Baía de Sepetiba mostrando a área preferencialmente usada pelo tucuxi marinho.

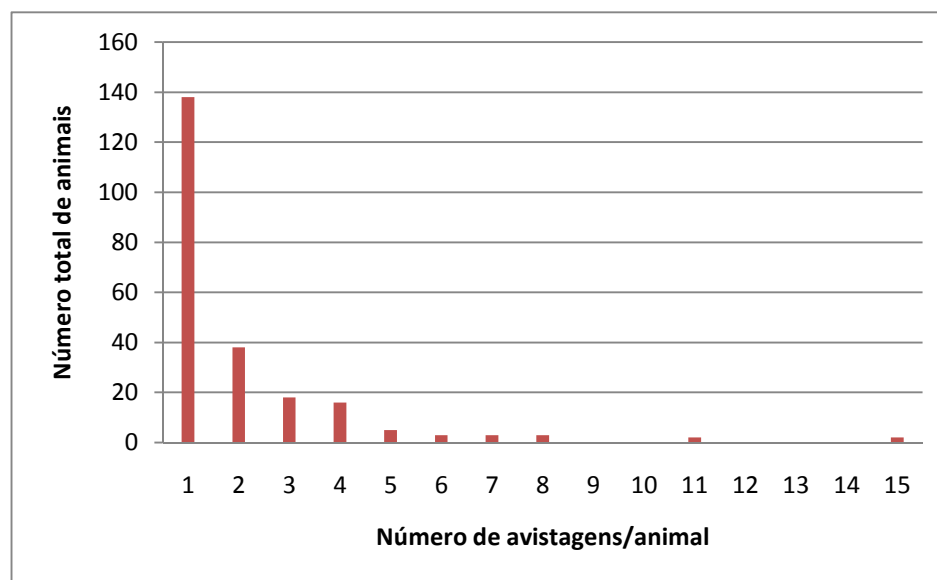
Em todas as saídas houve avistagem dos animais, e eles eram normalmente encontrados em grupos de 2 a 200 animais ( $80,5 \pm 51,1$ ) em comportamentos aéreos, de pesca, socialização e deslocamento (Simão *et al.* 2000). Durante o período de Fevereiro 1994 a Agosto de 2006, 72 saídas de barco (Tabela 1) foram conduzidas na área da Baía. Grupos de animais contendo pares mãe e filhote foram muito freqüentes (80,3%), enquanto aqueles contendo exclusivamente adultos foram mais raros (19,7%).

**Tabela 1.** Número de saídas de campo, novas identificações e reavistagens de *Sotalia guianensis* na Baía de Sepetiba entre Fevereiro de 1994 e Agosto de 2006.

<i>Anos</i>	<i>Número de saídas</i>	<i>Novas identificações</i>	<i>Reavistagens</i>
1994	4	7	0
1995	1	16	1
1997	2	17	3
1998	18	65	50
1999	4	11	10
2000	8	17	16
2001	10	26	40
2002	5	3	6
2003	5	35	33
2004	8	14	19
2005	5	4	6
2006	2	2	2
<b>Total</b>	<b>72</b>	<b>217</b>	<b>186</b>

Foi possível identificar e catalogar 217 animais por meio da silhueta da nadadeira dorsal, bem como de deformidades provocadas por ferimentos nas proximidades da mesma.

Foram reavistados 79 animais (36,4%) ao longo dos anos em pelo menos uma ocasião (Figura 5). O tempo mínimo que decorreu entre uma avistagem e outra foi de nove dias, e o máximo, de 11 anos e três meses. A Figura 6 mostra um exemplo de um animal capturado e recapturado fotograficamente.



**Figura 5.** Distribuição dos golfinhos foto-identificados *versus* o número de avistagens para cada animal.



**Figura 6.** SEP 006 em outubro de 1994 em sua captura; e em novembro de 1998, quando foi recapturado, respectivamente.

Foram avistados 22 animais (Tabela 2) pela última vez com mais de cinco anos após sua primeira avistagem: um boto foi reavistado por mais de 11 anos; dois botos por nove anos; dois botos por oito anos; três botos por sete anos; oito botos por seis anos e cinco botos por cinco anos, citando apenas aqueles com maiores intervalos de tempo entre a primeira e a última avistagem. A média do intervalo de reavistagem dos animais identificados foi de  $40,6 \pm 31,1$  meses.

**Tabela 2.** Intervalos de reavistagens maiores que cinco anos de *Sotalia guianensis* na Baía de Sepetiba. Ano da primeira avistagem, intervalos entre a primeira e a última avistagem, e total de reavistagens.

<i>Código de identificação do animal</i>	<i>Ano da primeira avistagem</i>	<i>Intervalo entre a primeira e a última avistagem</i>	<i>Total de reavistagens</i>
# 29	1998	5 anos e 1 mês	1
# 31	1998	5 anos e 1 mês	1
# 115	1998	5 anos e 1 mês	3
#127	1994	6 anos e 8 meses	3
# 114	1998	5 anos e 2 meses	2
# 119	1999	5 anos e 6 meses	1
# 20	1995	6 anos	3
# 103	1998	6 anos e 1 mês	2
# 98	1998	6 anos e 1 mês	3
# 43	1997	6 anos e 2 meses	3
# 7	1995	6 anos e 4 meses	3
# 71	1998	6 anos e 8 meses	2
# 67	1998	6 anos e 10 meses	1
# 81	1998	6 anos e 10 meses	3
# 1	1994	7 anos e 4 meses	3

# 6	1994	7 anos e 9 meses	14
# 28	1997	7 anos e 10 meses	10
# 89	1998	8 anos	4
# 30	1998	8 anos e 6 meses	2
# 10	1995	9 anos e 1 mês	4
# 3	1994	9 anos e 5 meses	5
# 19	1995	11 anos e 3 meses	3

### 3.4 Discussão

A distribuição das saídas de campo por todas as estações do ano juntamente com avistagens em todas as ocasiões amostrais indicam que não há qualquer tipo de sazonalidade no modo como os animais usam essa Baía.

A área de 145 km<sup>2</sup> (27,9% do total) usada pelos animais é caracterizada pelas condições ambientais mais similares às águas oceânicas, com maior salinidade, mais frias e menos túrbidas do que a parte interior da Baía (Simão e Poletto 2002). Estes mesmos autores explicam essa distribuição baseada em fatores ambientais (profundidade, salinidade e vento) e na distribuição das presas. Azevedo *et al.* (2007) registraram *S. guianensis* em 42% (136,9 km<sup>2</sup>) da área total da Baía de Guanabara (RJ) para uma população estimada em aproximadamente 70 animais (Azevedo *et al.* 2004). Comparando as duas Baías isso parece indicar que os golfinhos da Baía de Guanabara tem uma menor oferta de alimento, uma vez que usam uma área de tamanho similar que a população da Baía de Sepetiba, que contém um número muito maior de animais (Capítulo III desse documento). Wedekin *et al.* (2007) estimou a área de vida de *S. guianensis* da Baía Norte (SC) em 50 km<sup>2</sup>. Esses autores não estimaram o tamanho da população, mas Flores (1999) foto-identificou apenas 29 golfinhos nesta Baía de maio de 1993 a novembro de 1994.

A fim de verificar padrões de fidelidade de habitat, diversos estudos vêm sendo realizados em diversos locais com outros delfínidos costeiros, tais como o golfinho nariz de garrafa, *Tursiops truncatus* (Ballance 1990; Slooten *et al.* 1993; Simões-Lopes e Fabian 1999; Bristow e Rees 2001); *Sousa chinensis* (Karczmarski *et al.* 1999); *Cephalorhynchus hectori* (Bräger *et al.* 2002); *Inia geoffrensis* (Gonzalez 1994) e *Stenella longirostris* (Marten e Psarakos 1999). No Brasil, a fidelidade de área para essa espécie já foi registrada em quatro outros locais. Azevedo *et al.* (2004), estudando o tucuxi na Baía de Guanabara (Estado do Rio de Janeiro), reavistaram golfinhos por até oito anos, de 1995 a 2003. Na Baía Norte, em Florianópolis (Estado de Santa Catarina) (Flores 1999), alguns tucuxis marinhos foram observados por 4,8 anos. No Estuário de Cananéia, Estado de São Paulo (Santos *et al.* 2001), foi reportado igualmente um padrão de residência por quatro anos. No Estuário do Rio Caravelas (Estado da Bahia), os animais foram reavistados por um período de três anos (Rossi-Santos *et al.* 2007). Hardt (2005) observou golfinhos da Baía de Babitonga (Estado de Santa Catarina) por mais de três anos.

No caso da Baía de Sepetiba, o tempo máximo de residência mostrou que alguns golfinhos foram registrados por mais de cinco anos na área, o que já é maior do que quase todos os outros trabalhos com a mesma espécie puderam encontrar. Até então, o tempo máximo de intervalo entre uma avistagem e outra para a espécie era de oito anos, de um indivíduo na Baía de Babitonga (Hardt 2005).

Como no caso da Baía de Sepetiba, todas as outras cinco áreas são locais de águas costeiras relativamente protegidas, provendo abrigo de predadores e alimento em abundância. A Baía de Sepetiba parece ser um importante local para alimentação e reprodução durante todo o ano, uma vez que numerosos filhotes têm sido observados e imagens fotográficas de novos indivíduos são obtidas constantemente. Assim, o baixo número de animais reavistados no local (somente 36,4% dos animais identificados para o período) quando comparado com outros locais (Baía Norte: 94,2%; Estuário de Cananéia: 84,9% e Baía de Guanabara: 94,2%) (Flores 1999; Santos *et al.* 2001; Azevedo *et al.* 2004), pode ser devido ao fato de que esforço de amostragem na Baía de Sepetiba ainda não foi suficiente para cobrir toda a população, que é muito maior que todas as outras citadas anteriormente (ver Capítulo III).

O grau de fidelidade de habitat dos animais geralmente é descrito em termos de três parâmetros: o número de vezes que um animal é avistado, o tempo entre a primeira e a última avistagem de um animal, e a média de número de dias entre as avistagens de um animal em particular (Ballance 1990). Cada medida de residência deve ser interpretada com cuidado, visto que cada parâmetro separadamente possui vieses. Quando esses dados são combinados (dados na Tabela 1 e 2 e Figura 5), eles sugerem que o padrão de residência dos golfinhos na Baía de Sepetiba é variável, i.e., a maioria dos indivíduos foi vista somente uma vez, enquanto alguns foram vistos muitas vezes; e muitos golfinhos foram avistados entre períodos de dias, enquanto outros tiveram períodos longos entre uma avistagem e outra. Estes fatos explicam os valores obtidos para a média do intervalo entre reavistagens e para o grande erro padrão, i.e.,  $40,6 \pm 31,1$  meses. Isso já era de certa forma esperado visto que já é conhecido que padrões de residência podem apresentar diferenças em relação à maneira individual de exploração do meio heterogêneo para atividades vitais como alimentação e reprodução (Ballance 1992; Karczmarski *et al.* 2000). É preciso levar em consideração também que o fato de um indivíduo não ter sido registrado em um determinado ano não significa que o mesmo não estivesse presente na área, pois ele pode simplesmente não ter sido fotoidentificado.

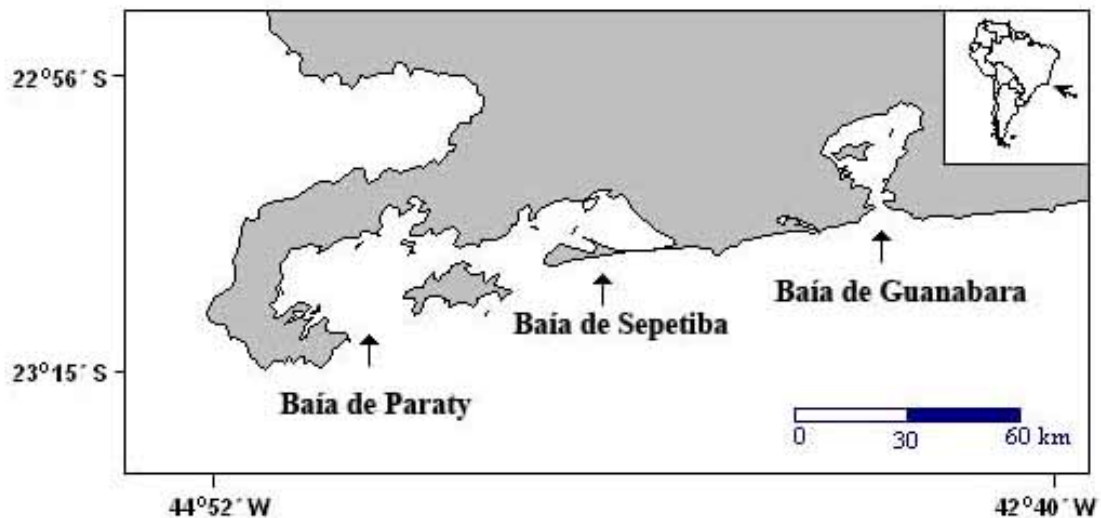
Parra *et al.* (2006) sugere a variabilidade espaço-temporal na qualidade de uma área, além da reprodução e sucesso de forrageamento, como fatores que afetam a fidelidade de uma espécie a esta área. Sendo o forrageamento o segundo estado comportamental mais observado (Pereira 1999) nesta Baía e levando-se em conta a grande quantidade de filhotes aqui encontrados, os argumentos de Parra *et al.* (2006) talvez também possam ser aplicados a essa área de estudo.

Um fator importante a ser observado é a composição dos grupos que freqüentam a Baía. De um modo geral, são grupos formados por pares de mães com filhotes e, muitas vezes, acompanhados de juvenis. A intensa presença desses grupos com filhotes durante todo os anos nos 12 anos de estudo indicam o uso da Baía por essa parte da população como uma área protegida para cria de filhotes. A maior parte dos animais foto-identificados provavelmente devem ser de fêmeas adultas. Este fato, além da baixa ocorrência de grupos formados exclusivamente por animais adultos (19,7%) pode indicar que a baía não seja uma área de residência para toda a população, mas sim uma área de utilização pela parte da população que é constituída por fêmeas que estão criando seus filhotes. Com isto, estes animais passariam a freqüentar a baía no período de suas vidas em que estivessem cuidando de suas crias e a abandonariam quando estas já não mais precisassem dos cuidados maternos.

Assim, esta população parece ser relativamente aberta em relação à fidelidade de habitat neste ambiente, podendo ainda indicar que a área de vida desses animais pode ser extrapolada para fora da Baía, às áreas adjacentes. Com a finalidade de avaliar essa hipótese, uma comparação entre os catálogos de foto-identificação entre as Baías de Guanabara e Sepetiba



foram feitos, e não foram encontrados nenhum animal em comum, apesar da curta distância que separa as duas áreas (cerca de 91 km). Uma grande população de *S. guianensis* é avistada com frequência na Baía de Paraty (Lodi e Hetzel 1998) (Figura 7), e muitos indivíduos da espécie já foram avistados na costa oceânica entre essas duas Baías (Sérgio Moreira, comunicação pessoal). Tanto a Baía de Sepetiba quanto a Baía de Paraty possuem características ambientais muito semelhantes, oferecendo também recursos tróficos e abrigo contra predadores, sugerindo que a população que é frequentemente avistada na Baía de Sepetiba, possa ter uma área de vida que se expanda até a Baía de Paraty. Se isso for verdade, as preocupações quanto a conservação dessa população deve levar em conta uma área bem maior. A distância entre essas Baías é menor que 40 km. A continuidade dos esforços de fotoidentificação na região por um período de tempo maior e também a expansão deste trabalho para a Baía de Paraty podem trazer subsídios que permitam alcançar conclusões mais precisas quanto à utilização do habitat por essa população.



**Figura 7.** Mapa da costa do sul do Rio de Janeiro mostrando as localizações geográficas das três Baías.

Sumarizando, o perfil de residência apresentado levanta discussões sobre a dinâmica de movimentos da população de *S. guianensis* na área de estudo, sugerindo que poucos indivíduos são residentes à área, mas que por outro lado existe uma constante utilização desse habitat por indivíduos que são reavistados por um longo período de tempo.

## CAPÍTULO II

### ESTIMATIVAS DE ABUNDÂNCIA

#### 3.1 Introdução

Apesar de sua ampla distribuição pela costa sul-americana, o conhecimento sobre diversos aspectos relacionados à dinâmica populacional, ecologia, padrões de residência, áreas de vida e laços sociais do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) ao longo de sua ocorrência ainda é escasso. Assim, estudos abordando estimativas populacionais, caracterização e uso de habitats e distribuição da espécie são considerados prioritários pelo GTEMA (Grupo de Trabalho Especial de Mamíferos Aquáticos) - IBAMA, visando assim ampliar o conhecimento a seu respeito e delimitar futuras áreas para sua conservação. Tal prioridade reside no fato de que o primeiro passo para se compreender a estrutura e a dinâmica de uma população é ter uma noção do tamanho desta população (Seber 1982).

O presente estudo tem por meta estimar a abundância do golfinho tucuxi marinho na Baía de Sepetiba utilizando modelos de marcação-recaptura para populações fechadas, através da técnica de foto-identificação. A foto-identificação é uma técnica que permite o reconhecimento dos indivíduos através de suas marcas naturais (padrões de coloração e cicatrizes) (Würsig e Jefferson 1990) e serve de base para a obtenção de dados que posteriormente são usados pelos diversos modelos de estimativa populacional, bem como para a criação de uma base de dados que permite acessar informações sobre os padrões de movimento, distribuição, uso de habitat e outros parâmetros ecológicos importantes para o entendimento da relação dos animais com o ambiente.

##### 3.1.1 Estimativa de abundância e Foto-identificação

Apesar do crescente número de pesquisas com *S. guianensis*, muitos aspectos ecológicos dessa espécie permanecem desconhecidos. Em ambientes bastante influenciados por atividades antrópicas, o conhecimento de fatores que regem a dinâmica populacional, como estimativas de abundância, é uma ferramenta importante para a tomada de qualquer medida conservacionista. A Baía de Sepetiba vem sendo alvo dessas atividades, de forma intensa e crescente. Ao longo dos anos, os efeitos destas atividades são sentidos por todos os componentes da cadeia trófica local e, como predador de topo de cadeia, *S. guianensis* acaba sendo grandemente afetado.

Diversas técnicas podem ser utilizadas para estimar o tamanho de populações de cetáceos e verificar mudanças na abundância ao longo do tempo. Muitos métodos foram desenvolvidos para atender a várias situações, sendo que as principais técnicas são amostragem à distância (por transectos lineares ou pontuais), contagens em *quadrats* e marcação-recaptura (Buckland e York 2002). A escolha do método deve levar em conta diversos fatores como mobilidade e distribuição dos animais, fatores econômicos e fatores estatísticos.

Os métodos de marcação-recaptura utilizam informações sobre o número de animais marcados e sua proporção em amostras subseqüentes para estimar a abundância e outros parâmetros populacionais (Seber 1982).

Para estimar o tamanho de uma população no ambiente natural usando modelos de marcação-recaptura, a população a ser analisada deve ser definida como *aberta* ou *fechada*. O fechamento populacional é dividido em dois componentes (White *et al.* 1982): o fechamento geográfico, que delimita a população espacialmente; e o fechamento demográfico, que não assume nascimento, morte, imigração ou emigração durante o período de estudo. Modelos para populações abertas permitem e até quantificam esses parâmetros (Wilson *et al.* 1999), podendo estimar, além do tamanho populacional, taxas de sobrevivência e recrutamento (Seber 1982). O pressuposto de que uma população é fechada demograficamente pode ser satisfeito utilizando um período curto de tempo para a amostragem. No caso de cetáceos, que são animais de vida relativamente longa, é possível planejar o estudo de forma que se possa assumir esse fechamento populacional. O fechamento geográfico no caso do presente estudo foi assumido, apesar de ainda não termos certeza sobre sua área de vida.

O fechamento populacional é somente um dos pressupostos que precisam ser respeitados para a aplicação confiável de um modelo de população fechada. Os outros pressupostos são:

- 1) Os animais não perdem suas marcas durante o estudo;
- 2) Todas as marcas são registradas e reconhecíveis durante o período de estudo.

A violação desses pressupostos resulta na sobrestimação do tamanho populacional. Porém eles são facilmente alcançados usando apenas marcas permanentes e fotografias de alta qualidade e observadores experientes. Uma vez cumpridas as suposições, os modelos de estimativa se diferenciam pela forma com que tratam as probabilidades de captura dos indivíduos.

A foto-identificação de indivíduos com marcas naturais possibilita a aplicação de técnicas de marcação-recaptura para estimar o tamanho de populações, com a vantagem de que os animais não precisam ser realmente capturados. Em uma definição simples, a foto-identificação é uma técnica usada para identificar animais individuais através de fotografias de marcas naturais distintas (Würsig e Jefferson, 1990). Essa técnica foi aplicada primeiramente com cetáceos nos golfinhos nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) por Caldwell (1955), Irvine e Wells (1972) e Würsig e Würsig (1977), e atualmente consiste em um dos melhores e menos intrusivos (não invasivos) métodos usados para obter informações sobre as sociedades de cetáceos na natureza. No Brasil, os trabalhos com foto-identificação se iniciaram na década de 1980, em estudos sobre a baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*) (Best *et al.* 1993) e com o passar do tempo, a técnica passou a ser aplicada para estudos de outras espécies (e.g. Siciliano 1997; Simões-Lopes e Fabián 1999; Silva *et al.* 1994; Simão *et al.* 2000; Azevedo *et al.* 2004).

Para a maioria das espécies de delfínidos, a forma da borda de fuga da nadadeira dorsal e as marcas permanentes aí encontradas (perda de pedaços de tecido) como cortes e entalhes, são as principais características de identificação dos indivíduos de uma população (Würsig e Jefferson, 1990). Padrões de coloração, arranhões, cicatrizes, lesões e deformidades também são usados para distinguir indivíduos fotografados, mas possuem uma importância secundária (Wilson 1995).

Entre as espécies com tamanhos populacionais estimados utilizando a foto-identificação estão a baleia jubarte (*Megaptera novaeangliae*) (e.g. Whitehead *et al.* 1983; Calambokidis *et al.* 1990), a baleia azul (*Balaenoptera musculus*) (Calambokidis e Barlow 2004), o golfinho de Hector (*Cephalorhynchus hectori*) (Bedjer e Dawson 2000), a baleia franca (e.g. Payne *et al.* 1990) e o golfinho nariz de garrafa (e.g. Hansen 1990; Williams *et al.* 1993; Gubbins *et al.* 2003).

No Brasil ainda são poucos os estudos que utilizaram essa técnica como uma ferramenta para se estimar a abundância de cetáceos (Bethlem 1998; Pizzorno 1999; Dalla Rosa 1999).

### **3.1 Material e Métodos**

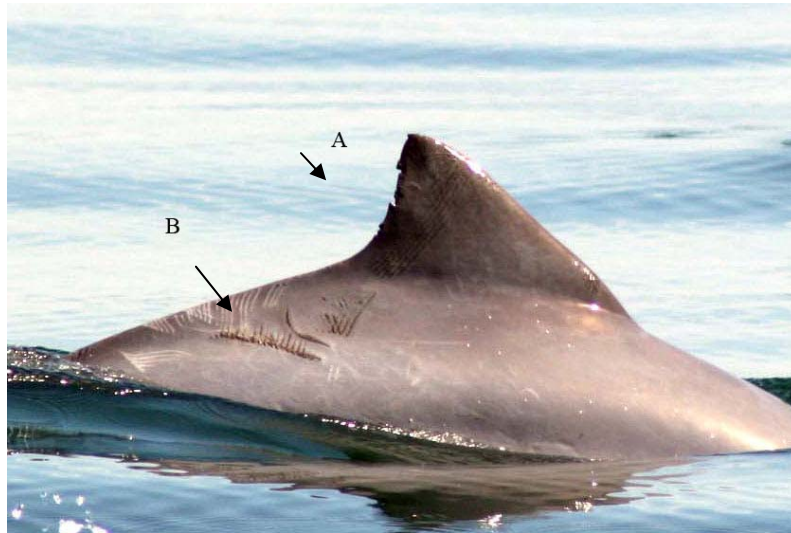
#### **3.1.1 Coleta de dados**

Os dados foram coletados a partir de saídas de barco na Baía de Sepetiba entre Abril de 2006 e Abril de 2007. Foram realizadas 14 saídas de campo. O número de saídas foi definido em função de restrições de tempo e verba, bem como para obter uma estimativa confiável. Dalla Rosa (1999) estipula um número total de 13 a 14 saídas como o esforço amostral mínimo para garantir uma amostragem representativa da população e assim dispor de estimativas acuradas para trabalhos de manejo dessa população. Além disso, o programa *Capture* (Rexstad e Burnham 1991), uma das ferramentas computacionais utilizadas neste trabalho, suporta no máximo 18 ocasiões amostrais.

As saídas de campo foram realizadas a partir de uma traineira de aproximadamente 7 metros de comprimento. Foram realizados deslocamentos ao acaso, até que se encontrasse um grupo de golfinhos. Durante a saída, foram anotados os horários da observação inicial e final, a posição do grupo através de um GPS Garmin 34, a temperatura da água, o estado do mar de acordo com a Escala Beaufort e a cobertura do céu. A técnica de foto-identificação foi aplicada seguindo as recomendações propostas por Würsig e Jefferson (1990). Quando um grupo de golfinhos era avistado, o barco era conduzido paralelamente ao grupo para tomada de fotografias. Durante os encontros, as fotografias foram tiradas com uma câmera digital CANON EOS 20D, com lente de 75-300 mm e cartão de memória de 1Gb. As fotos foram tiradas com velocidades entre 1/500 e 1/2000s. A nadadeira dorsal dos animais era fotografada, tentando obter o máximo de fotografias possíveis de cada grupo. Foram tiradas tantas fotos quanto foram possíveis de todos os membros do grupo. Os animais eram fotografados independentemente de apresentarem marcas visíveis ou não.

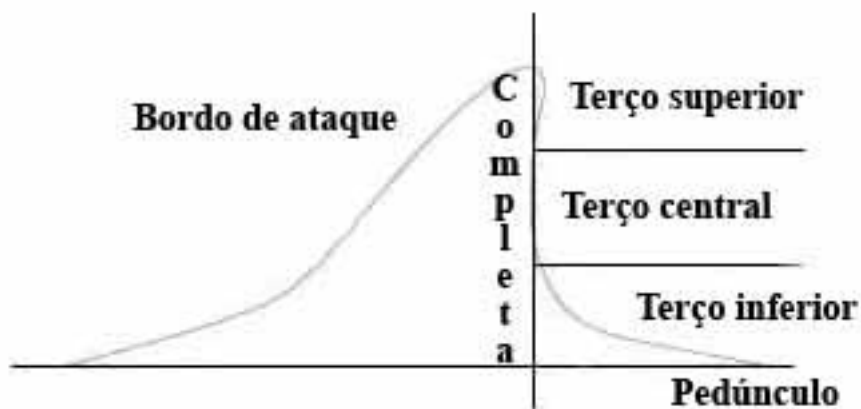
#### **3.1.2 Análise das fotografias**

Os critérios estabelecidos para a análise da qualidade das fotografias levaram em consideração tanto os indivíduos “marcados” como os indivíduos “não marcados” ou “lisos”. A qualidade das fotos foi julgada quanto à nitidez, contraste, ângulo em relação ao animal e foco, utilizando somente as fotos boas a excelentes para a identificação individual. Todo julgamento quanto a utilização das imagens para a foto-identificação foi feito pela autora e confirmada por um segundo observador. Procurou-se sempre respeitar ao máximo os critérios escolhidos, tentando manter a avaliação o mais homogênea possível ao longo da análise de todas as fotos. Para a identificação individual dos golfinhos foram utilizadas somente marcas permanentes (Figura 8), conforme Würsig e Würsig (1977), as quais são representadas por cortes, entalhes, depressões ou qualquer outro tipo de deformidade que venha a alterar o perfil da nadadeira dorsal. Marcas temporárias (e.g. arranhões) não foram incluídas nesse estudo.



**Figura 8.** Exemplo de marcas permanentes (A) e temporárias (B).

Após a tomada de fotografias, o cartão de memória era descarregado no computador e as fotos eram colocadas em pastas nomeadas de acordo com a data da saída de campo. A análise das fotografias e das possíveis capturas e recapturas foram feitas manualmente conforme Mazzoil *et al.* (2004): a qualidade das imagens digitais eram melhoradas com auxílio do programa *Adobe Photoshop Versão 7.0*, onde, quando necessário, aumentava-se o contraste para melhor visualização das marcas nas nadadeiras dorsais. Depois disso, as melhores imagens da dorsal de cada golfinho eram identificadas e renomeadas usando o número da saída (e.g. S01, S02... S14) seguido de um número seqüencial de três dígitos para diferenciá-los. Quando um novo animal era identificado, este recebia um número de identificação (antecedido pelo código SEPM, para diferenciar do catálogo já existente do período 1994-2006) e sua melhor foto era mantida em um “Catálogo de Referência” de nadadeiras dorsais. Este catálogo contém pastas organizadas de acordo com a localização da marca ou característica mais distintiva dos indivíduos, conforme Urian e Wells (1996) (Figura 9). Essas pastas estão descritas na Tabela 3. No Anexo A se encontram exemplos de fotografias de cada categoria definida.

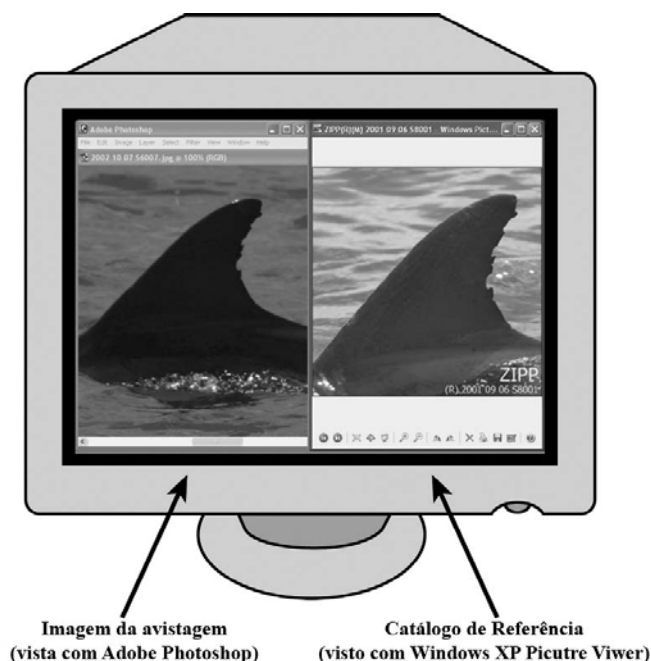


**Figura 9.** Localização das marcas mais distintas dos indivíduos

**Tabela 3.** Pastas do “Catálogo de Referência” categorizadas de acordo com a localização da marca ou característica mais distintiva dos indivíduos.

<i>Categoria</i>	<i>Descrição</i>
Bordo de ataque	Marca(s) localizada(s) no bordo de ataque da nadadeira dorsal
Ausência do topo	Nadadeira dorsal com o topo cortado
Marca no topo	Marca localizada no topo da nadadeira dorsal
Terço superior	Marca(s) localizada(s) na seção mais apical do bordo de fuga da dorsal
Terço central	Marca(s) localizada(s) na seção mediana do bordo de fuga da dorsal
Terço inferior	Marca(s) localizada(s) na seção mais basal do bordo de fuga da dorsal
Completa	Marcas distribuídas igualmente ao longo do bordo de fuga da nadadeira dorsal
Mutilação	Nadadeira dorsal mutilada
Formato da nadadeira	Característica mais proeminente é o formato da nadadeira dorsal
Pedúnculo	Marca localizada no dorso do animal
Sem marcas	Nadadeira dorsal sem nenhuma marca distintiva

As comparações entre as imagens da dorsal de melhor qualidade de uma avistagem com aquelas do Catálogo de Referência foram feitas usando o *Photoshop* e *Picture Viewer* (um componente do sistema operacional *Windows XP*). Com ambos os programas abertos e colocados lado a lado, as imagens a serem comparadas eram abertas no *Photoshop* enquanto imagens das pastas no Catálogo de Referência eram abertas no *Picture Viewer*, começando com a pasta que melhor correspondia com a característica mais distintiva da nadadeira da imagem da avistagem (Figura 10). Se a identificação era confirmada entre uma nova imagem e uma imagem do Catálogo de Referência, essa imagem era considerada como a melhor fotografia do indivíduo, e se fosse de fato melhor, ela ocuparia o lugar da original. Se não houvesse nenhuma compatibilidade com as fotos existentes no Catálogo de Referência, então essa imagem era adicionada a ele como uma nova captura.



**Figura 10.** A melhor imagem de cada dorsal de uma avistagem é mostrada na janela do *Photoshop* (esquerda). As imagens de comparação do Catálogo de Referência são mostradas na janela adjacente (direita) usando o *Windows XP Picture Viewer*. (adaptado de Mazzoil *et al.* 2004).

Após análise das fotos, e tendo em mãos o histórico de captura dos animais identificados, iniciou-se a utilização dos modelos de marcação-recaptura. Um indivíduo é considerado capturado quando é registrado através de uma fotografia em determinada ocasião amostral (possuindo marcas ou não). Um indivíduo é considerado recapturado se já tiver sido fotografado anteriormente em outra ocasião amostral.

Os dois tipos de erros mais comuns que tipicamente ocorrem na maioria dos processos de comparação são aqueles dos falsos negativos, quando duas avistagens de diferentes indivíduos são classificadas como somente uma, e falsos positivos, quando duas imagens do mesmo

indivíduo são classificadas como dois diferentes animais, ambos resultando em uma estimativa populacional tendenciosa (Gunnlaugsson e Sigurjónsson 1990; Stevick *et al.* 2001). Usando somente excelentes fotografias e ao menos dois pesquisadores no processo de comparação, pudemos excluir esses erros do nosso estudo.

### 3.1.3 Modelos de marcação-recaptura

O método de marcação e recaptura consiste na marcação dos animais, soltura dos mesmos e análise da fração recapturada em novas coletas (Krebs 1989). Existem modelos específicos para populações abertas e fechadas. Neste estudo, para estimar o número de indivíduos marcados na população, foram utilizados diversos modelos que envolvem a aplicação da técnica de marcação-recaptura para populações fechadas. Não utilizamos modelos para populações abertas porque estes requerem uma maior quantidade de dados distribuídos em um intervalo de tempo que permite o registro de nascimentos e mortes (Otis *et al.* 1978), o que para cetáceos corresponderia a três ou quatro anos de amostragem (Dalla Rosa 1999). Não utilizamos o catálogo já existente (período 1994-2006) porque as saídas de campo deste período não foram sistematizadas, e pelo fato do aproveitamento de cada ocasião amostral diferir muito de um período para o outro pelo uso de uma câmera digital em 2006-2007 ao invés da câmera analógica. Neste estudo, a validade da suposição de fechamento populacional foi verificada através do teste de fechamento que faz parte do programa *Capture*.

Para populações fechadas, o modelo mais utilizado é o de Petersen para duas coletas, que tem como desvantagens produzir erros quando existe heterogeneidade das capturas. Variações de Petersen foram desenvolvidas para abranger períodos de estudo mais longos. O mais conhecido destes é o Estimador de Schnabel, que trabalha com múltiplas capturas e tem a vantagem de não sofrer influências devido à heterogeneidade das coletas (White *et al.* 1982; Seber 1982; Hammond 1986; Krebs 1989). Neste grupo também estão os modelos utilizados pelo programa computacional *Capture* (Rexstad e Burnham 1991). Outro estimador utilizado para populações fechadas com múltiplas capturas é o desenvolvido por Schumacher e Eschmeyer, que utiliza técnicas de regressão linear para obter uma estimativa do tamanho da população.

Uma vez cumpridos os pressupostos para se estimar uma população biológica, os modelos se diferenciam pela forma com que modelam as probabilidades de captura dos indivíduos. Os modelos mais simples assumem probabilidades de captura iguais e constantes para todos os indivíduos e em todas as ocasiões amostrais. Entretanto, a suposição de igual capturabilidade para muitas populações em seu ambiente natural dificilmente é verdadeira (White *et al.* 1982, Hammond *et al.* 1990).

De acordo com Otis *et al.* (1978), três fontes básicas de variação devem ser considerados:

- (a) Variação nas probabilidades de captura entre indivíduos, ou seja, quando a probabilidade de captura é uma propriedade do indivíduo e cada animal tem uma probabilidade única de captura que pode resultar de muitos fatores tais como sexo, idade, dominância social, uso de habitat ou distribuição espacial de animais e esforço de captura.
- (b) Resposta comportamental ou *trap response*, variabilidade que ocorre quando a probabilidade de captura pode depender se um animal já foi capturado anteriormente. Por exemplo, animais marcados podem se tornar “*trap shy*” (evitar a captura) e ter uma



probabilidade de captura menor, ou eles podem se tornar “*trap happy*” (propenso à captura) e ter uma probabilidade de captura maior do que aqueles indivíduos não marcados (não capturados previamente). Uma resposta comportamental ou *trap response* na probabilidade de captura pode resultar em estimativas populacionais que podem ser subestimadas devido aos animais *trap happy*, ou superestimadas, devido aos animais *trap shy*.

- (c) Variação ao longo do tempo, ou seja, quando a probabilidade de captura varia ao longo das ocasiões amostrais. Isto pode ocorrer por variações no esforço empregado em cada dia de amostragem. Por exemplo, diferentes condições climáticas pode afetar as probabilidades de captura.

Segundo Seber (1982), as estimativas deveriam ser obtidas usando o maior número possível de modelos, uma vez que qualquer desvio das premissas afeta diferentemente os modelos. A semelhança entre os resultados obtidos com diferentes estimadores daria assim, uma noção bastante próxima do tamanho real da população.

### 3.1.3.1 Modelo de Petersen/Estimador de Schnabel

O modelo de Petersen é o método mais simples de marcação-recaptura, visto que é baseado em um único episódio de marcação e um segundo único episódio de recaptura dos indivíduos (Krebs 1989). Neste modelo, uma primeira amostra de animais é capturada, marcada, e solta ( $M$ ). Depois, uma segunda amostra de animais é capturada ( $C$ ), alguns dos quais são marcados ( $R$ ). Intuitivamente, a proporção de animais marcados na segunda amostra deveria ser equivalente a proporção de animais marcados na população total (assumimos que a probabilidade de captura é independente do status de marcação):

$$\frac{N}{M} = \frac{C}{R}$$

onde  $N$  é o tamanho total da população. Rearranjando os termos, temos

$$\hat{N} = \frac{CM}{R}$$

onde  $\hat{N}$  = estimador populacional,  $M$  = número de indivíduos marcados na primeira amostra,  $C$  = número total de indivíduos capturados na segunda amostra e  $R$  = número de indivíduos na segunda amostra que são marcados.

O modelo de Petersen é baseado nos seguintes pressupostos: (1) a população é fechada, (2) todos os animais têm a mesma chance de serem capturados em cada amostra, e (3) as marcas não são perdidas ou ganhadas. A primeira suposição usualmente pode ser respeitada se o intervalo entre as amostras é pequeno. A segunda suposição, a de igual capturabilidade, é relaxada em modelos apresentados depois. A última suposição também pode ser respeitada se uma técnica de marcação é apropriadamente utilizada.

Schnabel (1938) estendeu o modelo de Petersen para múltiplas amostras e obtém uma estimativa populacional como uma média ponderada das estimativas de Petersen:

$$\hat{N} = \frac{\sum (C_t M_t)}{\sum R_t}$$

A variância é calculada através da seguinte equação:

$$Var\left(\frac{1}{\hat{N}}\right) = \frac{\sum R_t}{\left(\sum C_t M_t\right)^2}$$

O procedimento para calcular o intervalo de confiança (95%) é utilizar o erro padrão de  $\frac{1}{\hat{N}}$  e um valor de  $t$  tabelado, e inverter os limites para  $\hat{N}$ , como segue:

$$\frac{1}{\hat{N}} \pm t_\alpha S.E.$$

onde  $S.E.$  = Erro padrão de  $\frac{1}{\hat{N}}$

$t_\alpha$  = valor da tabela do  $t$  de *Student* para  $(100 - \alpha)\%$  limites de confiança

### 3.1.3.2 Modelo de Schumacher e Eschmeyer

O modelo de Schumacher e Eschmeyer (1943) se baseia em uma regressão linear da proporção de indivíduos recapturados em cada amostra ( $R_t/C_t$ ) em função do número total de indivíduos previamente marcados ( $M_t$ ) (Krebs 1989) e os pontos deveriam estar em uma linha de inclinação  $\frac{1}{N}$ . A fórmula apropriada para o estimador é

$$\hat{N} = \frac{\sum (C_t M_t^2)}{\sum (R_t M_t)}$$

A variância do estimador de Schumacher é obtida da teoria de regressão linear como a variância da inclinação da regressão (Zar 1984). Em termos de dados de marcação-recaptura:

$$Var \frac{1}{N} = \frac{\sum \left(\frac{R_t^2}{C_t}\right) - \frac{(\sum R_t M_t)^2}{\sum (C_t M_t^2)}}{s - 2}$$

onde  $s$  = número total de amostras.

O erro padrão da inclinação da regressão é obtido como segue:

$$SE \frac{1}{N} = \sqrt{\frac{\text{Var}\left(\frac{1}{N}\right)}{\sum (C_t M_t^2)}}$$

O intervalo de confiança é obtido como para o estimador de Schnabel.

Seber (1982) recomenda o método estimador de Schumacher e Eschmeyer como o mais robusto e utilizável para múltiplos censos e populações fechadas.

### 3.1.3.3 Programa *Capture*

Os seguintes modelos foram desenvolvidos no programa *Capture* para lidar com diferentes fontes de variação nas probabilidades de captura: igual probabilidade ( $M_0$ ), heterogeneidade (em que os indivíduos apresentam probabilidades de captura diferentes) ( $M_h$ ), comportamento (respostas comportamentais à captura) ( $M_b$ ), tempo (probabilidade de captura varia entre as amostragens ( $M_t$ ), e combinações entre os três modelos citados anteriormente: comportamento-heterogeneidade ( $M_{bh}$ ), tempo-heterogeneidade ( $M_{th}$ ), tempo-comportamento ( $M_{tb}$ ), e tempo-comportamento-heterogeneidade ( $M_{tbh}$ ). Nenhum estimador está disponível para  $M_{tbh}$  e o programa *Capture* provê a análise dos oito modelos restantes (Otis *et al.* 1978).

O programa *Capture* inclui um procedimento para escolher o melhor modelo (i.e., o modelo que melhor se ajusta aos dados em particular) entre os modelos descritos acima. Este procedimento de escolha, contudo, deve ser usado com cautela, e a informação biológica deve ser usada. O procedimento é baseado em testes *goodness-of-fit* para verificar se um determinado modelo se ajusta aos dados e testes entre os modelos, i.e. de um modelo contra outro mais geral para avaliar se este se é mais apropriado. O programa utiliza então a análise de função discriminante para construir uma função de classificação que fornece um valor entre zero e um para cada modelo. O modelo que resultar no escore 1,00 é selecionado como sendo provavelmente o mais apropriado. Os modelos com escore  $\geq 0,75$  podem ser adequados, e os modelos com escore  $\leq 0,75$  devem ser evitados (Otis *et al.* 1978).

O modelo selecionado com escore 1,00 neste estudo foi o  $M_{th}$ . O modelo  $M_t$  obteve um escore de 0,89, e por isso também foi utilizado. Do ponto de vista biológico estes parecem ser de fato os modelos mais adequados para cetáceos.

O modelo  $M_t$  é baseado na suposição que todo indivíduo na população tem a mesma probabilidade de captura em uma dada ocasião amostral, mas que essas probabilidades podem variar a cada tempo amostral. Então  $p_j$  é a probabilidade de captura na  $j^{\text{ésima}}$  ocasião ( $j=1, 2, \dots, t$ ). O modelo  $M_t$  utilizado pelo programa é o modelo de Darroch (1958), e está detalhado em Otis *et al.* (1978).

O modelo  $M_{th}$  pressupõe que as probabilidades de captura variam ao longo do tempo e entre os indivíduos. Assim, cada animal tem probabilidade de captura  $p_{ij} = p_i p_j$ , onde  $0 < p_i p_j \leq 1$  para todo  $i = 1, 2, \dots, N$  e  $j = 1, 2, \dots, t$ , o que significa dizer que os fatores que geram variação

temporal (como condições ambientais, por exemplo) afetam igualmente todos os indivíduos da população (Otis *et al.* 1978). Para o modelo  $M_{th}$  o *Capture* usa o estimador de Chao *et al.* (1992).

### 3.1.4 Estimativas do tamanho total da população

Um típico estudo de marcação-recaptura provê dois tipos de informação distintos: a taxa de recaptura de animais marcados e as proporções de animais marcados e não marcados capturados em cada ocasião amostral. Uma vez que os modelos acima descritos somente usam os animais com marcas permanentes presentes na população, é necessário verificar a proporção de indivíduos marcados para obter o tamanho total da população (marcados e não marcados, ou “lisos”). O tamanho total da população ( $\hat{N}_T$ ) pode dessa forma ser calculado através da seguinte equação (Williams *et al.* 1993):

$$\hat{N}_T = \frac{\hat{N}}{\theta}$$

onde,  $\hat{N}$  é a estimativa do número total de animais com marcas permanentes na população obtida através dos modelos de marcação-recaptura;  $\theta$  é a proporção de animais com marcas permanentes na população, obtida através da proporção de fotografias de animais com marcas permanentes.

A variância foi calculada como

$$V(\hat{N}_T) = \hat{N}_T^2 \left( \frac{V(\hat{N})}{\hat{N}^2} + \frac{1-\theta}{n\theta} \right)$$

onde  $n$  é o número total de fotografias a partir do qual  $\theta$  foi calculado. O intervalo de confiança de 95% para a estimativa total da população foi obtido por

$$\hat{N}_T \pm 1,96\sqrt{V(\hat{N}_T)}$$

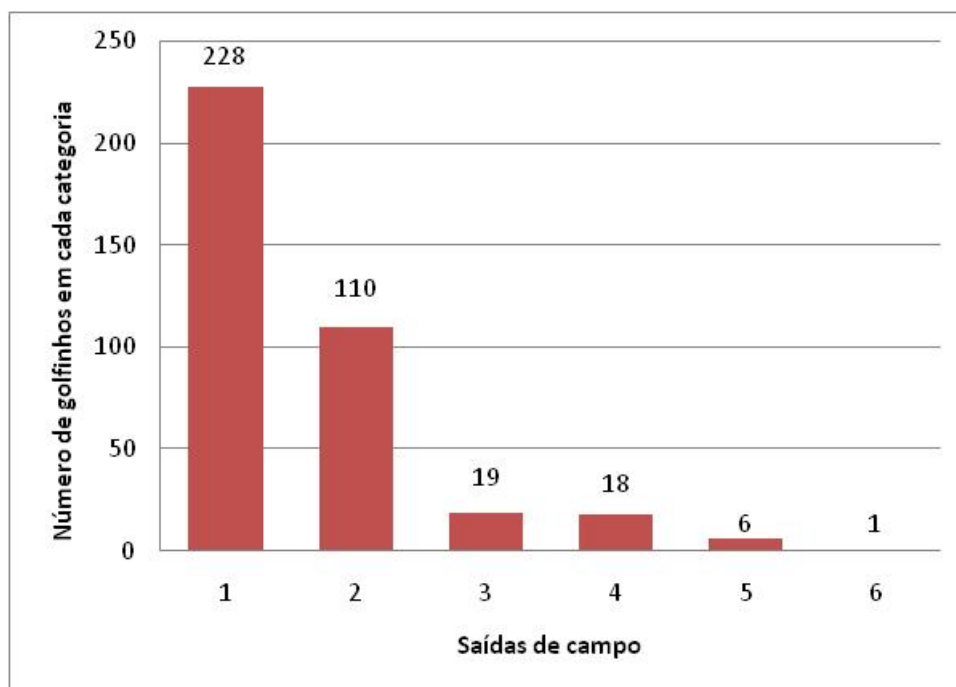
## 3.2 Resultados

Entre Abril de 2006 e Abril de 2007, foram realizadas 14 saídas de barco com propósitos de foto-identificação. Em todas as ocasiões amostrais houve avistagem de golfinhos (Tabela 4). Foram totalizadas 71,2h de esforço de observação, sendo que 17,05h (23,9%) foram gastas em observação direta dos animais. De um total de 9900 fotografias, 2926 (29,3%) foram consideradas de qualidade ótima e foram analisadas. Ao total, 382 golfinhos foram foto-identificados ao longo do período de amostragem, sendo que todos apresentavam marcas permanentes na borda de fuga da nadadeira dorsal.

**Tabela 4.** Histórico de capturas e recapturas em cada ocasião amostral

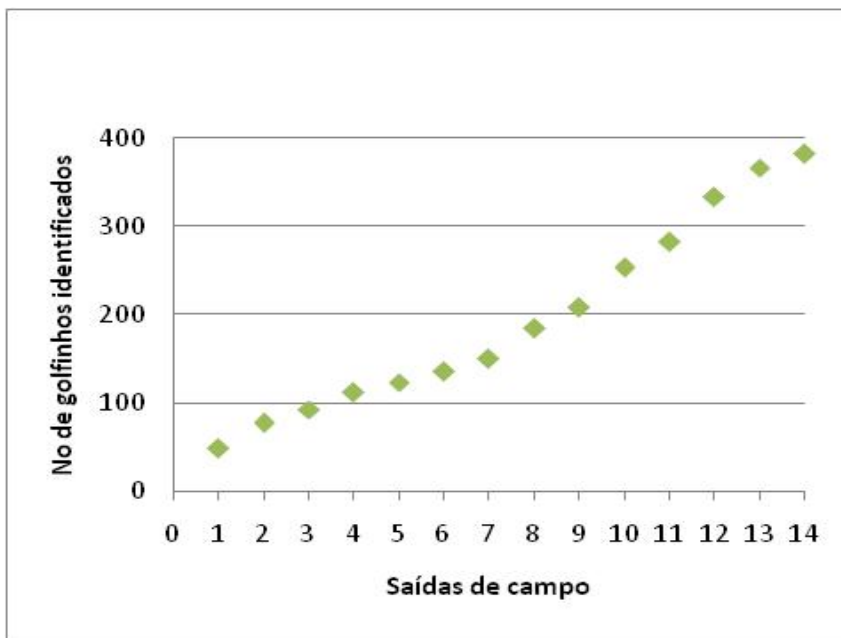
<i>Saída</i>	<i>Número de capturas</i>	<i>Número de Recapturas</i>
1	49	0
2	28	7
3	16	3
4	19	5
5	12	8
6	12	6
7	14	8
8	35	17
9	23	22
10	45	30
11	30	31
12	50	37
13	34	37
14	15	21

A maioria dos animais foi fotografada somente uma vez (Figura 11), e somente um indivíduo foi capturado em seis ocasiões amostrais.



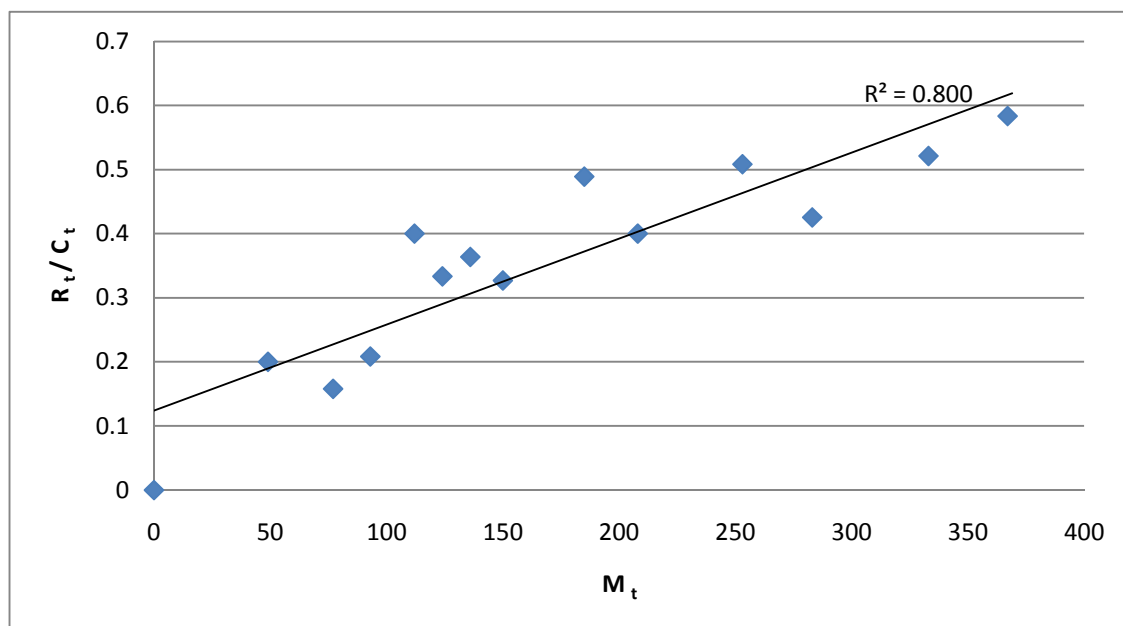
**Figura 11.** Frequência de capturas dos animais foto-identificados ao longo do período de estudo (n=382)

A curva cumulativa de descobrimento de novos indivíduos (Figura 12) indica que a população não foi totalmente identificada, e sugere que com novas amostragens, novos indivíduos continuarão sendo identificados. Porém, os testes de fechamento executados pelo programa *Capture* indicaram que a população esteve fechada durante o período de amostragem.



**Figura 12.** Curva de descobrimento dos golfinhos foto-identificados

Por meio do Estimador de Schnabel obteve-se um N igual a 524 golfinhos, com um Intervalo de Confiança (IC) (95%) que variou de 464 a 601. Para Schumacher e Eschmeyer obteve-se um N de 562 golfinhos com um IC (95%) variando de 500 a 639 animais. Testando os pressupostos de Schnabel e de Schumacher e Eschmeyer através da construção de um gráfico de dispersão dos valores de animais marcados capturados ( $R_t$ ) divididos pelo total de capturas em cada ocasião amostral ( $C_t$ ) com o total acumulado de capturas ao longo do tempo ( $M_t$ ), obteve-se uma regressão linear com o valor de  $R^2$  igual a 0,8 (Figura 13). A estimativa obtida através do Modelo  $M_{th}$  foi de 575 animais, com IC (95%) variando entre 521 e 608. O Modelo  $M_t$  apresentou um N de 553 animais, com IC (95%) variando de 513 a 605 indivíduos.



**Figura 13.** Gráfico da proporção de animais recapturados na amostra ( $R_t/C_t$ ) contra o número de golfinhos previamente marcados ( $M_t$ ) durante o período de estudo.

A Tabela 5 apresenta um resumo das estimativas obtidas com os diferentes modelos utilizados nesse estudo. A partir dessa tabela podemos observar que os resultados com os diferentes modelos são bastante semelhantes embora nem todos os intervalos de confiança se sobreponham.

**Tabela 5.** Resumo das estimativas e seus intervalos de confiança de 95% para os diferentes modelos de marcação-recaptura utilizados neste estudo.

<i>Estimador</i>	<i>N</i>	<i>IC (95%)</i>
Schnabel	524	464 – 601
Schumacher-Eschmeyer	562	500 – 639
$M_t$	553	513 – 605
$M_{th}$	575	521 – 628

N = estimativa do número de golfinhos com marcas permanentes na população; IC = Intervalo de Confiança de 95% para as estimativas.

A estimativa da proporção de animais com marcas permanentes na população foi de 0,53. As estimativas do tamanho total da população, calculadas a partir dessa proporção estão apresentadas na Tabela 6.

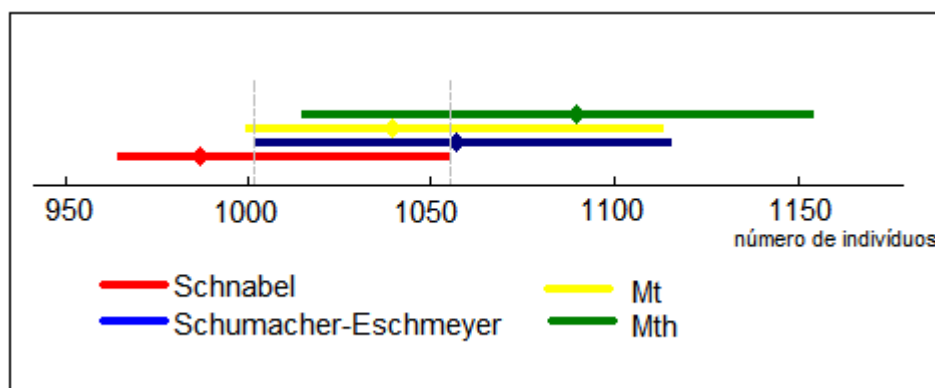
**Tabela 6.** Estimativas do tamanho total da população

<i>Estimadores</i>	$N_T$	<i>IC (95%)</i>
Schnabel	989	965 – 1057
Schumacher-Eschmeyer	1060	1004 – 1117
$M_t$	1043	999 – 1115
$M_{th}$	1085	1016 – 1154

NT = Estimativas do tamanho total da população

IC = Intervalo de Confiança de 95% para as estimativas

A Figura 14 mostra graficamente de que forma os resultados dos estimadores utilizados se sobrepõem.



**Figura 14.** Desenho esquemático da sobreposição dos intervalos de confiança dos estimadores. A linha pontilhada cinza indica a região em que há sobreposição de todos os estimadores (1004 – 1057 indivíduos).

Dos 382 indivíduos foto-identificados, 19 exibiam nadadeiras dorsais com ferimentos e cicatrizes resultantes de interação com redes de pesca ou outros artefatos de pesca, e colisão com barcos. Dois indivíduos fotografados ainda possuíam o anzol em suas nadadeiras (Figura 15). Alguns golfinhos foram catalogados mostrando marcas “naturais” como resultado de interações com barcos. Em março de 2007 encontramos um filhote com um ferimento muito recente causado provavelmente por colisão com embarcação (Figura 16). O golfinho nadava normalmente ao lado de sua provável mãe. A aparência do ferimento sugere que ele havia sido ferido em 2-3 dias anteriores. Neste caso, a pouca idade e a inexperiência podem ter contribuído para a colisão. Apesar do tucuxi marinho ser um nadador rápido e sofrer relativamente poucas injúrias relacionadas a barcos, tais interações de fato ocorrem.





**Figura 15.** Indivíduos fotografados com anzóis presos às suas nadadeiras dorsais



**Figura 16.** Indivíduo com ferimento recente causado provavelmente por colisão com barco

Ao longo do estudo pudemos também registrar fotograficamente recém-nascidos com dobras fetais ainda evidentes (Figura 17), animais com doenças de pele (Figura 18) e até um golfinho que possuía aparentemente um tumor (Figura 19).



**Figura 17.** Par mãe e recém-nascido, com dobras fetais ainda evidentes



**Figura 18.** Indivíduo apresentando doença de pele (retângulo vermelho).



**Figura 19.** Indivíduo fotografado apresentando o que parece ser um tumor em seu dorso

### 3.3 Discussão

O uso da fotografia com fins científicos cresceu muito nas últimas décadas, em parte por causa dos grandes avanços tecnológicos dos equipamentos. A análise das marcas naturais dos cetáceos pode revelar muitos aspectos da ecologia e biologia desses animais (Lockyer e Morris 1990; Würsig e Jefferson 1990; Carwardine 1996). Na Baía de Sepetiba foram observados diversos tipos de marcas em *Sotalia guianensis*: cortes no bordo de ataque e no bordo de fuga da nadadeira dorsal, manchas de pigmentação e marcas de dentes, por exemplo. De maneira geral, estas marcas são decorrentes das atividades diárias dos botos e da socialização entre os indivíduos, porém, várias marcas podem ser atribuídas a atividades humanas tais como colisão com embarcações e enredamento em linhas de pesca ou rede.

Um panorama similar pode ser encontrado para a mesma espécie na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. O tucuxi marinho desta área representa provavelmente a população mais ameaçada pelas atividades humanas. Pizzorno (1999) encontrou diversos golfinhos com suas dorsais apresentando marcas resultantes do intenso tráfego de embarcações.

Apesar do aparente pequeno número de indivíduos identificados sofrendo esses tipos de impactos, eles ocorrem e há a preocupação de que com o aumento dessas atividades, haja também um aumento desses ferimentos. Apesar de certamente afetar a vida do animal, nenhuma delas foi imediatamente fatal, mas efeitos a longo termo na sobrevivência desses animais são desconhecidos. Devemos considerar que o tucuxi marinho é uma espécie vulnerável e aqui reportamos que este tipo de interação negativa está afetando a população.

Observações como essas ressaltam como a técnica de foto-identificação pode ser uma ferramenta útil para acessar informações a respeito da história natural e até mesmo da biologia desses animais.

Na Baía de Sepetiba, os tucuxis marinhos estão presentes o ano todo, e utilizam a área para atividades de deslocamento, alimentação, socialização, e descanso. O fato de serem predadores de topo aumenta ainda mais o interesse no acompanhamento dessa população, até mesmo como um indicador da qualidade ambiental, e torna a estimativa de abundância populacional uma prioridade a ser investigada.

A curva de descobrimento (Figura 7) não apresentou uma estabilização visível durante o período de estudo, sugerindo que ainda são necessárias mais ocasiões amostrais para foto-identificar todos os indivíduos marcados da população. A associação deste resultado ao baixo índice de reavistagens dos botos na Baía de Sepetiba (somente 40,3% dos animais avistados duas ou mais vezes) sugere que a população é muito grande e que ainda não foi completamente amostrada. Isso fica mais nítido quando comparamos com as taxas de reavistagens observadas em outros locais utilizados pela espécie. Azevedo *et al.* (2004) encontrou para os botos da Baía de Guanabara uma taxa de reavistagem de 94,2%. Flores (1999) obteve uma taxa de reavistagem de 86% para os botos da Baía Norte, Florianópolis. Santos *et al.* (2001) reavistou 84,9% dos indivíduos foto-identificados no Estuário de Cananéia.

Ao estimar a população de golfinhos através das marcas naturais gera-se a tendência de reduzir o tamanho populacional, visto que essa estimativa exclui a parcela de animais que não possuem quaisquer marcas. É necessário então compensar o resultado calculando a proporção de animais marcados na população. Esta taxa varia de acordo com as características de cada espécie e população, bem como do ambiente que habitem.

Na Baía de Sepetiba, a proporção encontrada foi de 0,53, muito similar a outros estudos de foto-identificação com outras espécies. Chilvers e Corkeron (2003) obtiveram uma proporção de 0,57 para *Tursiops aduncus* na Austrália; e Read *et al.* (2003) encontraram uma proporção de 0,54 golfinhos nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*) marcados na Carolina do Norte, e com a mesma espécie na Escócia, Wilson *et al.* (1999) encontraram uma proporção de 0,57.

Para *Sotalia guianensis*, Pizzorno (1999) obteve um valor de 0,82. O autor ressalta que este alto valor pode ser resultado do nível de impacto que o ambiente (altamente impactado) exerce sobre os botos. Em Cananéia, Santos e Zerbini (2006) obtiveram uma proporção média de 0,27.

Para se obter uma estimativa populacional precisa é necessário utilizar um estimador que se enquadre nas características dessa população (Seber 1982). Esse estudo foi planejado visando evitar a violação das suposições dos modelos de marcação-recaptura. Para esse estudo foram escolhidos os estimadores de Schnabel, Schumacher e Eschmeyer e aqueles incorporados ao programa Capture, devido à robustez destes e do sucesso obtido em outros estudos com cetáceos (Seber 1982; Hammond 1986; Williams 1993; Dalla-Rosa 1999). Esses modelos operam sob pressupostos gerais, e cada um deles e suas possíveis violações são discutidas a seguir:

(1) *Perda de marcas: as marcas não são perdidas durante o estudo.* Cortes, entalhes e outras mutilações na nadadeira dorsal são amplamente consideradas de longa duração, se não permanentes (Wilson *et al.* 1999; Whitehead *et al.* 2000). Como nesse estudo nós usamos exclusivamente essas marcas para identificar indivíduos, consideramos que essa premissa foi completamente respeitada durante o período de estudo.

(2) *Os animais não têm nenhuma resposta comportamental ao serem capturados de um modo que afete sua subsequente probabilidade de recaptura.* Respostas comportamentais à captura são muito improváveis uma vez que não envolve interação física e dessa forma não afeta a capturabilidade futura dos animais. Além disso, a população em estudo vive em águas costeiras e frequentemente encontram barcos. É muito difícil, portanto, que o processo de serem “capturados” fotograficamente pudesse levar à mudança no seu comportamento subsequente. Assim como outros estudos dessa natureza, nós consideramos a violação dessa premissa improvável (Hammond *et al.* 1990).

(3) *Fechamento demográfico: nascimentos e mortes não ocorrem durante o estudo.* Restringindo a análise ao período de um ano, a possibilidade de violação desse pressuposto foi reduzida. Devido a curta duração do estudo, podemos assumir que a mortalidade ou nascimentos não são importantes, uma vez que golfinhos são mamíferos de grande porte com baixas taxas reprodutivas e alta taxa de sobrevivência.

(4) *Reconhecimento da marca: as marcas são corretamente reconhecidas na recaptura.* Utilizando somente fotos de excelente qualidade e ao menos dois observadores, a violação dessa premissa parece improvável. No estudo de populações naturais de golfinhos, as marcas naturais na nadadeira dorsal podem ser acumuladas (Würsig e Jefferson 1990), e podemos encontrar em um catálogo o chamado “falso positivo”, quando um animal já identificado ganha uma nova marca, e é incluído no catálogo como uma nova captura ao invés de recaptura. A análise muito atenta de cada uma das marcas diminui a probabilidade de erros desse tipo acontecer. Ao longo do estudo pudemos ver somente cinco casos de mudanças nas marcas.

(5) *Fechamento geográfico: imigração e/ou emigração não ocorrem durante o estudo.* Os golfinhos tucuxi são conhecidos por habitarem águas ao nordeste (Baía de Guanabara) e ao sudoeste (Baía de Paraty) de nossa área de estudo, então há potencial para migração para e desses locais. A Baía de Paraty ainda não possui um catálogo, mas comparações com o catálogo da Baía de Guanabara não apresentou nenhum resultado positivo e isso sugere que movimentos significantes de animais para dentro e para fora da nossa área com esta última Baía não ocorreu durante o nosso estudo. A relação entre os golfinhos da Baía de Sepetiba com as áreas adjacentes ao Sul ainda não é clara. Maiores investigações sobre as taxas de movimento desses animais nos permitiria verificar qualquer efeito que isso teria para a nossa estimativa de abundância. Claramente, o acúmulo de conhecimentos sobre a estrutura dessa população nos permitirá colocar nossa estimativa em um contexto ecológico muito mais preciso.

(6) *Heterogeneidade das probabilidades de captura.* A maioria dos modelos de marcação-recaptura assumem que dentro de uma ocasião amostral todos os animais na população têm a mesma probabilidade de serem capturados. Dois fatores podem levar a violações dessa premissa.

Primeiro, os golfinhos podem se comportar diferentemente através da plataforma fotográfica e então influenciar na sua probabilidade de ser capturado. Segundo, se os animais têm algum grau de especificidade por algum local, e a plataforma fotográfica não amostra a área da população representativamente, então a heterogeneidade será introduzida. A primeira fonte de heterogeneidade parece realmente ocorrer, e a seleção do Modelo  $M_{th}$  pelo programa *Capture* já era esperada, visto que do ponto de vista biológico, este parece ser o modelo mais apropriado. Quanto ao segundo ponto, nós não fomos capazes de amostrar toda a Baía igualmente durante o trabalho de campo, e se os golfinhos individuais nesse estudo exibirem forte fidelidade de área a algum local que não foi devidamente amostrado, nossa estimativa poderia estar subestimada. Porém tomamos a precaução de contatar pescadores da Baía e deles recebemos, ainda que informalmente, um quadro consistente da distribuição dos golfinhos na área de estudo. Apesar disso, conhecimentos futuros a respeito da distribuição exata e dos padrões de movimentação desses golfinhos, assistiriam grandemente no planejamento de futuros esforços fotográficos de marcação-recaptura.

Planejando cuidadosamente nosso trabalho de campo e tendo em mente as potenciais violações dos pressupostos dos modelos, fomos capazes de obter uma estimativa de abundância provavelmente não enviesada e relativamente precisa, visto que os resultados entre os diferentes estimadores estiveram muito próximos.

O uso do estimador errado resulta em estimativas viciadas e com erros padrões muito grandes ou pequenos (Otis *et al.* 1978). Porém, a seleção do modelo mais correto pelo programa *Capture* tende a melhorar com o aumento do número de ocasiões amostrais ou tamanho da população (Menkens e Anderson 1988).

O método de regressão (Schumacher-Eschmeyer) forneceu uma estimativa precisa e se mostrou robusto quanto à violação da premissa de igual capturabilidade, uma vez que resultou em uma estimativa populacional que se aproximou muito daquele obtido pelos Modelos  $M_{th}$  e  $M_t$  que incorporam em seus estimadores a variação nas probabilidades de captura.

O Estimador de Schnabel (Overton 1971) tende a fornecer estimativas menores porque considera que todos os indivíduos estão sujeitos à mesma captura, e consideramos esse resultado o mais enviesado visto que sabemos que a premissa de igual capturabilidade não é respeitada em estudos com populações em seu ambiente natural.

Houve uma sobreposição entre os intervalos de confiança dos quatro estimadores utilizados, e acreditamos que o tamanho real da população deva estar compreendido nessa intersecção, entre 1004 e 1057 indivíduos.

Todos os estimadores forneceram intervalos de confiança pequenos quando comparados com outros estudos (Tabela 7), e acreditamos que isso seja um indicador da precisão dos nossos resultados.

**Tabela 7.** Resumo das abundâncias de algumas populações de *S. guianensis* no Brasil.

	<i>Marcação-recaptura</i>
Baía de Guanabara (RJ) (Pizzorno 1999)	69 – 75
Estuário de Cananéia (SP) (Santos e Zerbini 2006)	290 – 360
<i>Transecto Linear</i>	
Baía de Babitonga (SC) (Cremer <i>et al.</i> 2006)	154 (71 – 332)*
Baía de Sepetiba (RJ) (Flach 2003)	607 (415 – 886)*

\*Intervalo de confiança de 95%

A população de golfinhos tucuxis marinhos na Baía de Sepetiba ocorre em grandes grupos e aqui reportamos a maior estimativa populacional já registrada para a espécie. Apesar da estimativa de abundância ser considerada como um dos parâmetros ecológicos mais importantes para propósitos de conservação, o cenário para o tucuxi marinho ainda está longe do ideal e poucos estudos foram conduzidos até agora. No Brasil, todas as estimativas de abundância de *S. guianensis* foram realizadas no Rio de Janeiro (Baía de Guanabara e Baía de Sepetiba) (Pizzorno 1999; Flach 2003) sul da costa de São Paulo e norte do Paraná (Estuário de Cananéia-Paranaguá) (Santos e Zerbini 2006) e Santa Catarina (Baía de Babitonga) (Cremer *et al.* 2006). Desses quatro estudos, dois foram feitos com técnicas de marcação-recaptura, e dois com transectos lineares. A Tabela 7 resume todos os resultados encontrados até agora.

Entre os que utilizaram modelos de marcação-recaptura está o trabalho de Santos e Zerbini (2006) no sistema Estuarino de Cananéia-Paranaguá, onde encontraram um tamanho populacional de botos variando de 290 a 360 indivíduos; e o de Pizzorno (1999) na Baía de Guanabara, que acredita que o número de indivíduos que compõem esta população esteja compreendido entre 69 a 75 indivíduos, devido à zona de intersecção entre os resultados dos diversos estimadores que utilizou.

Entre os que utilizaram técnicas de transectos lineares estão os trabalhos realizados na Baía de Babitonga (SC), onde Cremer *et al.* (2006) obteve para o ano de 2003 uma estimativa de 154 indivíduos, com Intervalo de Confiança (95%) variando de 71 a 332 animais; e na Baía de Sepetiba, com a mesma população estudada nesse presente trabalho, onde Flach (2003) obteve um tamanho populacional de 607 golfinhos, com Intervalo de Confiança (95%) variando de 415 a 886 indivíduos.

No método de transecção linear os indivíduos não precisam possuir marcas naturais ou serem capturados para marcação, já que as estimativas de densidade e tamanho populacional são calculadas a partir do registro das distâncias animal-transecto (ou distâncias perpendiculares) medidas durante as avistagens conduzidas ao longo de transecções (Buckland *et al.* 1993). Métodos de transecções lineares podem ser utilizadas para estimar a densidade de golfinhos e, portanto sua abundância (Wilson *et al.* 1997). Contudo, cetáceos são animais que possuem áreas de vida muito grandes e que passam grande parte do tempo sob a água, fazendo com que esse tipo de amostragem seja difícil de implementar (Wilson *et al.* 1999). Além disso, Wilson *et al.* (1999) observam que, no caso de populações costeiras de cetáceos, o comportamento dos animais está frequentemente relacionado à topografia da costa e que isto associado à grande variação no tamanho dos grupos pode levar à estimativas de abundância de baixa precisão quando realizadas por métodos de transecções lineares. Além disso, se a área ocupada pela população não é conhecida com exatidão, o tamanho da população não pode ser determinado. Quando as

premissas dos modelos são cumpridas, técnicas de marcação-recaptura podem fornecer estimativas não viciadas de tamanho populacional que são mais precisas que as derivadas pelos métodos das transecções lineares (Fairfield 1990; Calambokidis *et al.* 1990). Dessa forma, não acreditamos que a população de *S. guianensis* tenha quase dobrado seu número em três anos, mas sim que devido à técnica utilizada, a estimativa populacional obtida por Flach (2003) encontra-se subestimada.

Nós esperamos que nossos resultados venham a ser um marco através do qual futuros esforços possam ser comparados, e além disso, que esforços de investigação similares ajudem a completar as lacunas que restam no entendimento dessa espécie ao longo de sua distribuição.

Além disso, ressaltamos com esses resultados a importância da Baía de Sepetiba para a viabilidade dessa espécie. Por ser uma espécie costeira e muito vulnerável aos impactos antrópicos, a população de *S. guianensis* desse local, sendo a maior de toda a área de sua ocorrência, é de extrema importância para a conservação da espécie como um todo.

## 4 CONCLUSÕES GERAIS

Marcas naturais têm provado ser particularmente úteis em estudos de populações de mamíferos marinhos em seu ambiente, especialmente naqueles casos onde marcas artificiais poderiam ser potencialmente danosas para os animais ou criar um viés comportamental nos dados coletados. No nosso caso, a foto-identificação provou ser uma técnica extremamente útil na obtenção de informações ecológicas valiosas em estudos de longa duração e mesmo provendo informações pontuais.

Nossos resultados indicam que as imagens adquiridas digitalmente não somente tiveram uma melhor performance do que a do tipo filme slide padrão, mas como uma maior proporção das fotos digitais foram consideradas de qualidade boa para análise, do que com imagens dos filmes. Além disso a imagem digital representa uma alternativa muito mais econômica, economiza tempo e permite que você possa ter um retorno quase instantâneo dos dados adquiridos no campo, ao contrário dos dias e até semanas que os filmes fotográficos podem levar para ficarem prontos.

Apesar de termos encontrado uma grande flutuação dos golfinhos identificados na Baía de Sepetiba, com um grande número de animais com poucas reavistagens, e um pequeno número de animais freqüentemente reavistados, consideramos a população de *S. guianensis* residente nesta Baía, visto que:

- (a) São encontrados ao longo de todo ano
- (b) Alguns animais foram avistados por períodos maiores que cinco anos, tendo um registro máximo de 11 anos e três meses para um indivíduo.
- (c) Considerando o tamanho da população, a pequena taxa de reavistagem pode ser devido ao esforço não ter sido suficiente para amostrar toda a população. Em determinadas saídas de campo, o trabalho teve que ser finalizado precocemente porque em menos de 2 horas já havíamos tirado mais de 1000 fotos e ocupado completamente o cartão de memória da câmera fotográfica, e claramente não podíamos registrar todos os animais, tão grande era o tamanho do grupo que encontrávamos.

Está clara a importância da Baía de Sepetiba como área de reprodução e cria de filhotes, revelando ainda mais a importância da preservação deste habitat. A análise da viabilidade da população de espécies de golfinhos costeiros bem conhecidos (i.e. *Tursiops truncatus* e *Cephalorhynchus hectori*) indicam que populações com menos de cem animais enfrentam grande risco de extinção (Thompson *et al.* 2000; Burkhart e Sooten 2003). Esse, felizmente, não é o caso dos golfinhos da Baía de Sepetiba, e acreditamos que a curto prazo, a população não sofre riscos de extinção. Porém, com o crescente nível dos impactos antrópicos na região, que representam constantes ameaças a sua conservação, achamos fundamental o monitoramento contínuo do tamanho dessa população.

Os modelos que se mostraram mais adequados neste estudo foram o modelo de Schumacher-Eschemeyer e os Modelos  $M_t$  e  $M_{th}$ . As estimativas fornecidas foram muito semelhantes, e seus intervalos de confiança se sobrepõem, sugerindo que seus resultados são robustos.

O entendimento das relações entre os cetáceos e o ambiente que eles vivem deve servir de base para a elaboração de estratégias conservacionistas para a espécie. A Baía de Sepetiba representa um importante habitat para a população de *S. guianensis* estudada e abriga o maior



tamanho populacional já registrado para a espécie. Este estudo forneceu estimativas confiáveis do tamanho da população de golfinhos da Baía de Sepetiba, e o próximo passo é a continuidade dos esforços de foto-identificação e a inclusão de áreas adjacentes nas futuras amostragens para avaliar a estrutura populacional e como o movimento de indivíduos entre estas áreas afeta as estimativas de abundância em um nível local. Além disso, com uma maior quantidade de dados, será possível aplicar modelos para populações abertas, o que permitiria estimativas de taxas de mortalidade e sobrevivência dos animais.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDRADE, L.; AZEVEDO, S.M.F.O.; PFEIFFER, W.C. Effects of high zinc concentrations in phytoplankton species from Sepetiba Bay (Brazil). **Arquivo de Biologia Tecnológica**, 37(3): p. 655-666. 1994.

ARAÚJO, F.G.; CRUZ-FILHO, A.G.; AZEVÊDO, M.C.C.; SANTOS, A.C.A. Estrutura da Comunidade de Peixes Demersais da Baía de Sepetiba, RJ. **Revista Brasileira de Biologia**, 58(3): p. 417-430. 1998.

AZEVEDO, A.F.; LAILSON-BRITO, J.J.; CUNHA, H. A.; VAN SLUYS, M. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 6: p. 265–268. 2004.

AZEVEDO, A.F.; OLIVEIRA, A.M.; VIANA, S.C.; VAN SLUYS, M. Habitat use by marine tucuxi (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 87: p. 201-205. 2007.

AZEVEDO, A.F.; VAN SLUYS, M. Whistles of the tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in Brazil: comparisons among populations. **Journal of Acoustic Society of America**, 117: p. 1456-1464. 2005.

BALLANCE, L.T. Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. In Leatherwood, S and Reeves, R.R. (eds.) **The Bottlenose Dolphin**. Academic Press, San Diego, California, p. 267-284. 1990.

BALLANCE, L.T. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. **Marine Mammal Science**, 8: p. 262-274. 1992.

BARCELLOS, C. **Geodinâmica de Cádmio e Zinco na Baía de Sepetiba**. Tese de Doutorado (Geodinâmica Ambiental), Universidade Federal Fluminense. 141p. 1995.

BEARZI, G.; NOTARBARTOLO-DI-SCIARA, G.; POLITI, E. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). **Marine Mammal Science**, 13 (4): p. 650-668. 1997.

BEDJER, L.; DAWSON, S. Abundance, residency, and habitat utilization of Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) in Porpoise Bay, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 35: p. 277-287. 2001.

BERNARDES, A.T.; MACHADO, A.B.M.; RYLANDS, A.B. Fauna brasileira ameaçada de extinção. **Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas para a Conservação da Diversidade Biológica**, 62p. 1990.

BEST, P.B.; PAYNE, R.; ROWNTREE, V.; PALAZZO, J.T.; BOTH, M.C. Long-range movements of South Atlantic right whales *Eubalaena australis*. **Marine Mammal Science**, 9: p. 227-234. 1993.

- BETHLEM, C.B.P. **Estimativas de abundância da baleia-jubarte (*Megaptera novaengliae*) em sua concentração reprodutiva no banco dos Abrolhos, Bahia, Brasil.** Dissertação (Mestrado). Fundação Universidade de Rio Grande. 94p. 1998.
- BIGG, M.A.; OLESIUKE, P.F.; ELLIS, G.M.; FORD, J.K.B.; BALCOMB, K.C. Social organization and genealogy of resident killer whales (*Orcinus orca*) on the coastal waters of British Columbia and Washington State. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 383-405. 1990.
- BORGES, H.V. **Dinâmica sedimentar da Restinga da Marambaia e Baía de Sepetiba.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 99p. 1990.
- BOROBIA, M.; BARROS, N.B. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. **Marine Mammal Science**, 5(4): p. 395-399. 1989.
- BOROBIA, M.; ROSAS, F.C. Estado de conservación de los mamíferos marinos del Atlántico Sudoccidental. **Informes y estudios del Programa de Mares Regionales Del PNUMA, Argentina**, 138: p. 36-41. 1991
- BOROBIA, M.; SICILIANO, S.; LODI, L.; HOEK, W. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Canadian Journal of Zoology**, 69: p. 1025-1039. 1991.
- BOSSENECKER, P.J. The capture and care of *Sotalia guianensis*. **Aquatic Mammals**, 6: p. 13-17. 1978.
- BRÄGER, S.; DAWSON, S.M.; SLOOTEN, E.; SMITH, S.; STONE, G.S.; YOSHINAGA, A. Site fidelity and along-shore range in Hector's dolphin, an endangered marine dolphin from New Zealand. **Biological Conservation**, 108: p. 281-287. 2002.
- BRISTOW, T.; REES, E.I.S. Site fidelity and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Cardigan Bay, Wales. **Aquatic Mammals**, 27: p. 1-10. 2001.
- BRITO JR., J.L.; FRAGOSO, A.B.L.; DORNELES, P.R.; MONTENEGRO, M.G.; FERNANDES, M.A.S. A presença de cetáceos em ambiente sob forte influência antrópica: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. In: **VI Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul**, Florianópolis. Anais, p.111. 1994.
- BUCKLAND, S.T.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; LAAKE, J.L. **Distance sampling: Estimating abundance of biological populations.** Chapman and Hall, Londres. 446p. 1993.
- BUCKLAND, S.T.; YORK, A.E. Abundance Estimation. In Perrin, W.F.; Wursig, B. and Thewissen, G.M. (eds.) **Encyclopedia of Marine Mammals**. San Diego, Academic Press. 2002.

BURKHART, S.M.; SLOOTEN, E. Population viability analysis for Hector's dolphin (*Cephalorhynchus hectori*): a stochastic population model for local populations. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, 37: p. 553-566. 2003.

CALAMBOKIDIS, J.; BARLOW, J. Abundance of blue and humpback whales in the eastern north Pacific estimated by capture-recapture and line-transect methods. **Marine Mammal Science**, 20(1): p. 63-85. 2004.

CALAMBOKIDIS, J.; CUBBAGE, J.C.; STEIGER, G.H.; BALCOMB, K.C.; BLOEDEL, P. Population estimates of humpback whales in the Gulf of the Farallones, California. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 325-333. 1990.

CALDWELL, D. Evidence of a home range of an Atlantic bottlenose dolphin. **Journal of Mammalogy**, 36: p. 304-305. 1955.

CARR, T.; BONDE, R.K. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800km north of its previously known range. **Marine Mammal Science**, 16(2): 447-452. 2000.

CARWARDINE, M. **The book of dolphins**. Dragons World/British Museum. 160p. 1996.

CHAO, A.; LEE, S.M.; JENG, S.L. Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. **Biometrics**, 48: p. 201-216. 1992.

CHILVERS, B.L.; P.J. CORKERON. Abundance of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, off point lookout, Queensland, Australia. **Marine Mammal Science**, 19: p. 85-95. 2003.

COELHO, V.M.B.; CARVALHO, R.R. **Levantamento sanitário da Baía de Sepetiba e suas possibilidades como corpo receptor de cargas poluidoras da Região**. Publicações Avulsas FEEMA. 87p. 1973.

COSTA, R.N.L.T.R. **Pensar o mar para poder pescar: o espaço da pesca de litoral na Baía de Sepetiba, RJ**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 181p. 1992.

CREMER, M.J.; HARDT, F.A.S.; TONELLO JR., A.J.T. Estimativas de abundância e densidade populacional de *Sotalia guianensis* na Baía de Babitonga, sul do Brasil. In: **Workshop on Research and Conservation of the genus Sotalia**, Armação de Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. p.41. 2006.

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

DA SILVA, V.M.F.; BEST, R.C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In Ridgway, S.H. and Harrison, R. (eds.) **Handbook of Marine Mammals: the first book of dolphins**. London, Academic Press. 1994.

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.** Dissertação (Mestrado). Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 115p. 1999.

DAROCH, J.N. The multiple recapture census: I. estimation of a closed population. **Biometrika**, 45: p. 343-359. 1958.

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

FAIRFIELD, C.P. Comparison of abundance estimation techniques for the western north Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 119-126. 1990.

FEEMA/GTZ. **Mapeamento dos sedimentos da Baía de Sepetiba. Contaminação por metais pesados da Baía de Sepetiba.** FEEMA/GTZ, Rio de Janeiro, 14p. 1997.

FLACH, L. **Densidade, tamanho populacional e distribuição do boto-cinza, (*Sotalia guianensis*) (Van Bénédén, 1864), na Baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro.** Dissertação (Mestrado). Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. 49p. 2003.

FLORES, P.A.C. **Observações sobre movimentos, comportamento e conservação do golfinho ou boto *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Mammalia, Cetacea, Delphinidae) na Baía Norte de Santa Catarina, SC, Brasil.** Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Santa Catarina. 48p. 1992.

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

FLORES, P.A.C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis*. In Perrin, W.F.; Würsig, B. and Thewissen, G.M. (eds.) **Encyclopedia of Marine Mammals**. San Diego, Academic Press, p. 1267-1269. 2002.

GEISE, L. *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brasil. **Mammalia**, 55(3): p. 371-379. 1991.

GONZALEZ, F.T. The use of photo-identification to study the Amazon river dolphin *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. **Marine Mammal Science**, 10: p. 348-353. 1994.

GUBBINS, C.M.; CALDWELL, M.; BARCO, S.G.; RITTMASER, K.; BOWLES, N.; THAYER, V. Abundance and sighting patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) at four northwest Atlantic coastal sites. **Journal of Cetacean Research Management**, 5(2): p. 141-147. 2003.

GUNNLAUGSSON, T.; SIGURJÓNSSON, J. 1990. A note on the problem of false positives in the use of natural marking data and abundance estimation. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 143-145. 1990.

HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S.A.; DONOVAN, G.P. **Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters**. Cambridge, United Kingdom. 1990.

HAMMOND, P.S. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 8**, p. 254-282. 1986.

HANSEN, L.J. California coastal bottlenose dolphins. In Leatherwood, S. and Reeves, R.R. (eds.) **The Bottlenose Dolphin**. Academic Press, Nova Iorque, p. 403-420. 1990.

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

IBAMA. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação, versão II**. 2<sup>a</sup>ed. Brasília: IBAMA, 96 p. 2001.

IRVINE, A.B.; WELLS, R.S.; SCOTT, M.D. An evaluation of techniques for tagging small odontocete cetaceans. **Fisheries Bulletin**, 80 (1): p. 135-143. 1982.

IUCN. **IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível na página eletrônica: <http://www.iucnredlist.org> [12 July 2007]. 2006.

KARCZMARSKI, L.; WINTER, P.E.D.; COCKCROFT, V.G.; MCLACHLAN, A. Population analyses of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, Eastern Cape, South Africa. **Marine Mammal Science**, 15: p. 1115–1123. 1999.

KARCZMARSKI, L.; COCKCROFT, V.G.; MCLACHLAN, A. Habitat-use and preferences of Indo-Pacific Humpback dolphins (*Souza chinensis*) in Algoa Bay, South Africa. **Marine Mammal Science**, 16: p. 65-79. 2000.

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

LINK, L.O. **Ocorrência, uso do habitat e fidelidade ao local do boto cinza (*Sotalia fluviatilis*) Gervais 1853, (Mammalia: Cetacea), no litoral do Rio Grande do Norte**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2000.

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

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

MANN, R.C.C. J.; TYACK, P.L.; WHITEHEAD, H. **Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales**. University of Chicago Press, Chicago. 433p. 2000.

MARINS, R.V.; LACERDA, L.D.; BOAS, R.C.V. Mercury emissions into the Sepetiba Bay basin, SE, Brazil. **Ciência e Cultura**, 50(4): p. 293-297. 1998.

MARTEN, K.; PSARAKOS, S. Long-term site fidelity and possible long-term associations of wild spinner dolphins (*Stenella longirostris*) seen off Oahu, Hawaii. **Marine Mammal Science**, 15: p. 1329–1336. 1999.

MAZZOIL, M.; MCCULLOCH, S.D.; DEFRAN, R.H.; MURDOCH, M.E. Use of digital photography and analysis of dorsal fins for photo-identification of bottlenose dolphin. **Aquatic Mammals**, 30: p. 209-219. 2004.

MENKENS, J.F. Sobre el varamiento de un delphin nariz de botella, *Tursiops truncatus*, en la desembocadura del Rio de la Plata (Buenos Aires – Argentina). **Physis.**, 37(93): p. 227-235. 1977.

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

OVERTON, W.S. Estimating the numbers of animals in wildlife populations. In Giles, R.G. (ed.) **Wildlife Management Techniques**. The Wildlife Society, Washington, D.C., p. 403-456. 1971.

PARRA, G.J., CORKERON, P.J.; MARSHA, H. Population sizes, site fidelity and residence patterns of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins: Implications for conservation. **Biological Conservation**, 129: p. 167-180. 2006.

PAYNE, R.; ROWNTREE, V.; PERKINS, J.S.; COOKE, J.G.; LANKESTER, K. Population size, trends and reproductive parameters of right whales (*Eubalaena australis*) off Peninsula Valdes, Argentina. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 271-278. 1990.

PEREIRA, T.C.C.L. **Estudo da dinâmica de uso do habitat da Baía de Sepetiba (RJ) pelo boto *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae)**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 99p. 1999.

PERRIN, W.F.; REILLY, S.B. Reproductive parameters of dolphins and small whales of the family Delphinidae. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 6**, p. 97-133. 1984.

PIZZORNO, J.L.A. **Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de fotoidentificação.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 47p. 1999.

RAMOS, R.M.A. **Determinação de idade e biologia reprodutiva de *Pontoporia blainvillei* e da forma marinha de *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Pontoporiidae e Delphinidae) no norte do rio de Janeiro.** Dissertação (Mestrado). Universidade Estadual do Norte Fluminense. 95p. 1997.

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**, 26: p. 65-75. 2000.

READ, A.J.; URIAN, K.W.; WILSON, B.; WAPLES, D.M. Abundance of bottlenose dolphins in The Bays, Sounds, and Estuaries of North Carolina. **Marine Mammal Science**, 19: p. 59-73. 2003.

REEVES, R.R.; LEATHERWOOD, S. **Dolphins, Porpoises and Whales: 1994-1998. An action plan for the Conservation of Cetaceans.** Switzerland: The world Conservation Union, IUCN. 92p. 1994.

REEVES, R.R.; SMITH, B.D.; CRESPO, E.A.; DI SCIARA, G.N. **Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans.** The World Conservation Union, IUCN, Gland, Switzerland. 2003.

REXSTAD, E.; BURNHAM, K. **User's guide for interactive program Capture. Abundance estimation of closed animal populations.** Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins. 29p. 1991.

RODRIGUES, P.P.G.W. **Aporte de metais pesados para a Baía de Sepetiba e seu comportamento na região estuarina.** Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Fluminense. 161p. 1990.

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.** Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná. 145p. 2000.

ROSSI-SANTOS, M.B. **Estudo quali-quantitativo da atividade de alimentação do golfinho ou boto cinza *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) na Área de Proteção Ambiental do Anhatomirim e Baía Norte de Santa Catarina.** Monografia (Bacharelado). Universidade Federal de Santa Catarina. 76p. 1997.

ROSSI-SANTOS, M.R.; PODOS, J. Latitudinal variation in whistle structure of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis*. **Behaviour**, 143: p. 347-364. 2006.



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

SANTOS, M.C.O.; ZERBINI, A.N. Abundance estimates of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Cananéia Estuary, southeastern Brazil. In **Workshop on Research and Conservation of the genus Sotalia**, Armação de Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. p.51. 2006.

SANTOS, M.C.O.; ACUÑA, L.B.; 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**, 81: p. 1049-1052. 2001.

SCHMIEGELOW, J.M.M. **Estudo sobre cetáceos odontocetes 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)**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo. 149p. 1990.

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

SCHUMACHER, F.X.; ESCHMEYER, R.W. The estimation of fish populations in lakes and ponds. **J. Tennessee Acad. Sci.**, 18: p. 228-249. 1943.

SCOTT, M.D.; WELLS, R.S.; IRVINE, A.B.; MATE, B.R. Tagging and marking studies on small cetacean. In Leatherwood, S. and Reeves, R.R. (eds.) **The Bottlenose Dolphin**. San Diego, Academic Press, p. 489-514. 1990.

SEBER, G.A.F. **The estimation of animal abundance and related parameters**. Edward Arnold, Londres. 654p. 1982.

SHANE, S.H.; WELLS, R.S.; WÜRSIG, B. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. **Marine Mammal Science**, 2(1): p. 34- 63. 1986.

SICILIANO, S. **Características da população de baleia-jubarte (*Megaptera novaengliae*) na costa brasileira, com especial referência aos bancos de Abrolhos**. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 113p. 1997.

SILVA, J.M. DA; SILVA, F.J.L. DE; PEREIRA, J.A. Fotoidentificação dos golfinhos-rotadores, *Stenella longirostris*, em Fernando de Noronha, Brasil. In **VI Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul**. Florianópolis. Anais, p. 112. 1994.

SIMÃO, S.M.; SICILIANO, S. Estudo preliminar do uso do habitat da Baía de Sepetiba (Rio de Janeiro, Brasil), pelo boto *Sotalia fluviatilis*. In.: **VI Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul**. Florianópolis. Anais, p.119. 1994.

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

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

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

SIMÕES-LOPES, P.C.; FABIÁN, M.E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 15: p. 709-726. 1999.

SLOTEEN, E.; DAWSON, S.M.; WHITEHEAD, H. Associations among photographically identified Hector's dolphins. **Canadian Journal of Zoology**, 71: p. 2308-2311. 1993.

STEVICK, P.T.; PALSBOU, P.J.; SMITH, T.D.; BRAVINGTON, M.V.; HAMMOND, P.S. Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture-recapture estimates of abundance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquaculture Science**, 58: p. 1861-1870. 2001.

SUGIO, K.; VIEIRA, E.M.; BARCELOS, J.H.; SILVA, M.S. Interpretação ecológica dos foraminíferos de sedimentos modernos da Baía de Sepetiba e adjacências, Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geociências**, 9: p. 233-247. 1979.

THOMPSON, P.M.; WILSON, B.; GRELLIER, K.; HAMMOND, P.S. Combining power analysis and population viability analysis to compare traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. **Conservation Biology**, 14: p. 1253-1263. 2000.

URIAN, K.W.; WELLS, R.S. **Bottlenose dolphin photo-identification Workshop**. Charleston, South Carolina. NOAA Technical Memorandum (NMFS-SEFSC-393). 1996.

WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; PIACENTINI, V.Q.; SIMÕES-LOPES, P.C. Seasonal variation in spacial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, 67: p. 1-8. 2007.

WEIGLE, B. Abundance, distribution and movements of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in lower Tampa Bay, Florida. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 195-201. 1990.

WELLS, R.S. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In Pryor, K. and Norris, K.S. (eds.) **Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles**. University of California Press, Berkeley, p. 199-223. 1991.

WELLS, R.S.; SCOTT, M.D. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 407-416. 1990.

WHITE, C.G.; ANDERSON, D.R.; BURNHAM, K.P.; OTIS, D.L. **Capture-recapture and removal methods for sampling closed population**. Los Alamos: Los Alamos National Laboratory, 235p. 1982.

WHITE, G.C.; GARROT, R.A. **Analysis of wildlife radio-tracking data**. New York, Academic Press. 383p. 1990.

WHITEHEAD, H.; CHRISTAL, J.; TYACK, P.L. Studying cetacean social structure in space and time: Innovative techniques. In Mann, J.; Connor, R.C.; Tyack, P.L. and Whitehead, H. (eds.) **Cetacean Societies: field studies of dolphins and whales**. University of Chicago Press, Chicago, IL, p. 65-78. 2000.

WHITEHEAD, H.; CHU, K.; PERKINS, J.; BRYANT, P.; NICHOLS, G. Population size, identity and distribution of humpback whales off West Greenland – Summer 1981. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 497-501. 1983.

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

WILSON, B. **The ecology of the bottlenose dolphins in the Moray Firth, Scotland: a population at the northern extreme of the species' range**. Tese (Doutorado). University of Aberdeen. 201p. 1995.

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

WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T.A. Methodology of photo-identification for small cetaceans. **Reports of the International Whaling Commission, special issue 12**, p. 43-52. 1990.

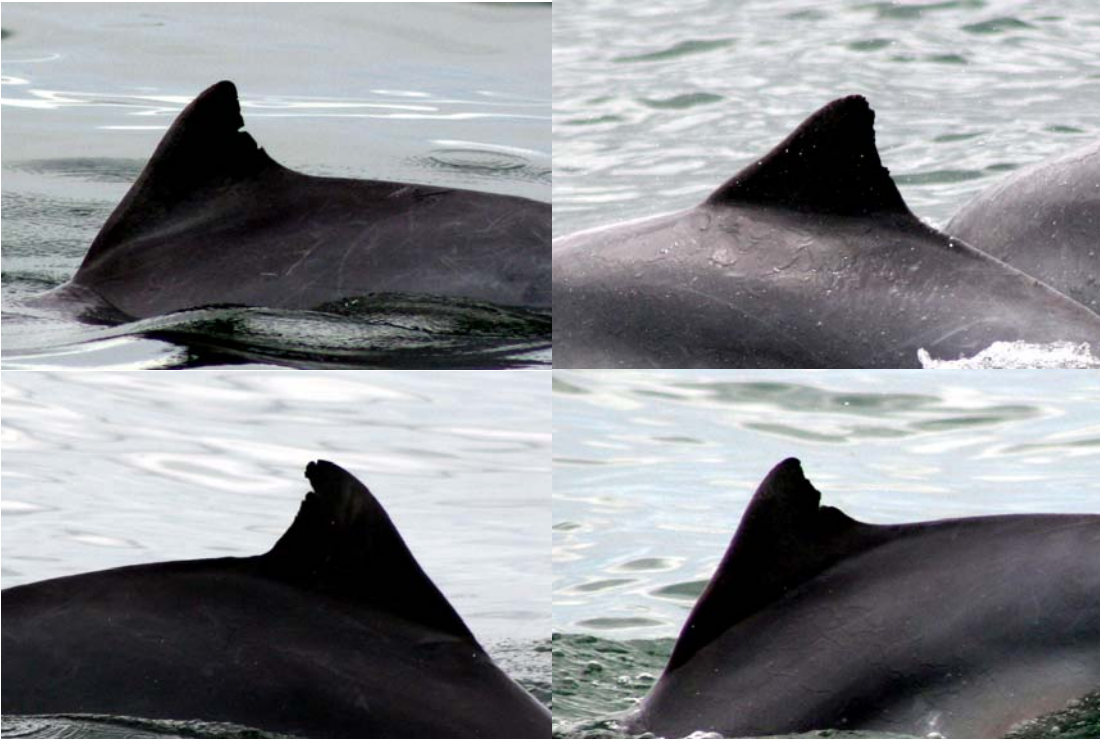
WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. 1977. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science**, 198: p. 755-756. 1977.

ZAR, J.H. **Bioestatistical Analysis**. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, N.J. 1984.

## ANEXO A

Exemplos de indivíduos que foram catalogados em cada pasta do “Catálogo de Referência”, de acordo com a localização de sua marca mais distintiva.

### *Completa*



### *Formato da nadadeira*



### *Terço superior*



*Terço central*



*Terço inferior*



*Bordo de ataque*



*Pedúnculo*



*Mutilação*



*Marca no Topo*



*Ausência do topo*



*Sem marcas (Lisos)*

