

UFRRJ
INSTITUTO DE BIOLOGIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

DISSERTAÇÃO

Tamanho Populacional e Estimativa da Sobrevivência Relativa de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Parte Oeste da Baía da Ilha Grande, RJ

Mariana de Assis Espécie

2011



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

**TAMANHO POPULACIONAL E ESTIMATIVA DA SOBREVIVÊNCIA
RELATIVA DE *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) NA
PARTE OESTE DA BAÍA DA ILHA GRANDE, RJ**

MARIANA DE ASSIS ESPÉCIE

Sob a Orientação da Professora
Sheila Marino Simão

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

Seropédica, RJ
Março de 2011

599.53098153

E77t

T

Espécie, Mariana de Assis, 1986-.

Tamanho populacional e estimativa da sobrevivência relativa de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na parte Oeste da Baía da Ilha Grande, RJ - 2011.

51 f.: il.

Orientadora: Sheila Marino Simão.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal.

Bibliografia: f. 32-39.

1. Boto-tucuxi - Ilha Grande, Baía da (RJ)- Teses. 2. Boto-tucuxi - Ilha Grande, Baía da (RJ) - Ecologia - Teses. 3. Ecologia marinha - Teses. I. Simão, Sheila Marino. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal. III. Título.

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

MARIANA DE ASSIS ESPÉCIE

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

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 02/03/2011.

Sheila Marino Simão (Dra.) UFRRJ

Carlos Eduardo Lustosa Esbérard (Dr.) UFRRJ

Liliane Ferreira Lodi (Dra.) FAMATH



*“Em cada precipício me sento
e um anjo me sussurra com calma
as encruzilhas,
as estradas desconhecidas.*

*Todos os meus anseios
estão em suas mãos
e com seu hálito me acalma,
me acalanta.*

*Durma, ele me diz, sentado
na beira de minha sombra,
não tenha medo dos seus sonhos.”*

Roseana Murray

AGRADECIMENTOS

Muitas pessoas participaram, de diferentes formas, desta importante conquista e receio não ser capaz de expressar toda minha gratidão, apenas com algumas palavras. Apesar disso, é sempre bom poder demonstrar o quanto cada um contribuiu para minha aprendizagem nestes dois anos, tanto na vida pessoal quanto na acadêmica. Vocês são muito importantes para mim!

Agradeço a **Deus** pelo dom da vida, pela força sobrenatural que me foi concedida quando eu achava não ter mais condições de seguir em frente, pela família maravilhosa que tenho, por nunca me deixar desistir dos meus sonhos...

À pessoa mais importante da minha vida, minha querida mãe **Cássia Borges**. Acho que a palavra que mais a define é sempre. Pelo que me ensina sempre, por me dar forças sempre, por me amar sempre, por me acompanhar sempre, por acreditar em mim sempre... Em você sempre encontro um porto seguro! Te amo incondicionalmente!

À minha querida orientadora e mãezona nas horas vagas, **Sheila Simão**, por me acompanhar em mais esta etapa da minha vida e por acreditar na minha competência e trabalho. Nunca esquecerei a força que você me deu nesta caminhada tão árdua, que ultrapassa qualquer conhecimento científico... Que nossa parceria renda frutos ainda melhores!

Aos membros da banca, **Dr. Carlos Esbérard** e **Dra. Liliane Lodi**, por terem aceitado este convite e pelas contribuições dadas.

A toda minha família, pelos ensinamentos mais que necessários, pelo apoio incondicional ao longo de toda minha vida, pela convivência às vezes maravilhosa, às vezes insuportável (risos)... Mas que me fazem crescer sempre!

Ao querido **Adilson Gouvêa** (*in memoriam*) pelo amor, pelo companheirismo de muitos anos, pela pessoa maravilhosa que foi e, principalmente, por me ensinar a ser uma pessoa melhor. Apesar da dor que sua ausência deixou, sei que o céu ganhou uma linda estrela!

Ao companheiro de trabalho (e de turma) **Rodrigo Tardin** pelas idas ao campo, pelas ajudas nas análises de dados, pelas produtivas conversas sobre nossas hipóteses, pelos conselhos providenciais... Temos muito trabalho pela frente!

Ao povo gente boa de Tarituba, **Tico, Gilberto e Dona Elza**, pelos bons momentos, pela ajuda na coleta dos dados, pela amizade conquistada e por todo o suporte durante as temporadas.

Aos meus grandes amigos ruralinos, **Luiz Marcelo Fiuza e Thiago Rodrigues**, pelos momentos “serotexanos” mais engraçados, pelas ótimas conversas e conselhos preciosos (nas aulas de campo, no Osmar e/ou nos churrascos), pela força de sempre, pela amizade que sei que vou levar por toda vida! Seropédica não será a mesma coisa sem vocês!

Aos meus amigos de longa data, **Adalberto e Paula**, pela força e companheirismo nos momentos mais difíceis.

À “gorda” (risos) que agora vive do outro lado do continente sul-americano, **Mariana Nery**. Apesar da distância, te sinto tão presente aqui, tamanha é a força da nossa amizade. Você mora no meu coração!

Aos membros do Laboratório de Bioacústica e Ecologia de Cetáceos (**Carine, Elaine, Felipe, Luciana, Monique e Nátaly**) pelo apoio na análise dos dados e pela valiosa amizade.

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

Ao querido **Bill Rossiter** (Cetacean Society International) pelo suporte financeiro dado a este projeto e pela ajuda de custo para participação em congressos da área. Thank you so much!

E finalmente, mas não menos importante, ao **“Prego” Dornelas...** *“Só você pra dar a minha vida direção, o tom, a cor... Me fez voltar a ver a luz”*. São muitos os motivos que te fazem estar aqui, prego: por tornar meus dias mais doces e intensos, pelas conversas absurdamente positivas, pelos bons momentos, pelo estímulo constante, pela amizade rara e gostosa, por me fazer sorrir, por me apresentar a um mundo novo e extremamente bonito são alguns deles... Ah, e pela calculadora também (risos)! Te adoro... Cada vez mais!

RESUMO

ESPÉCIE, Mariana de Assis. **Tamanho populacional e estimativa da sobrevivência relativa de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na parte oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.** 2011. 51f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

O presente estudo teve como objetivo estimar o tamanho da população de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) que habita a parte oeste da Baía da Ilha Grande, determinando também a sobrevivência relativa da espécie ao local. Entre Maio de 2007 e Março de 2010 foram conduzidas 33 saídas de barco na área de estudo para obter fotografias das nadadeiras dorsais dos botos, que foram utilizadas para criar um catálogo de foto-identificação para a espécie na região. Dois modelos de marcação-recaptura para populações abertas foram utilizados no programa MARK: o de Jolly-Seber e uma adaptação do modelo de Cormack-Jolly-Seber que admite a ocorrência de indivíduos transientes na população (TSM). Ao total, foram tiradas 22.065 fotografias da nadadeira dorsal dos golfinhos, de onde foi possível criar um catálogo contendo 536 indivíduos. A proporção de indivíduos transientes na população foi alta (0,44) e influenciou negativamente as estimativas do tamanho populacional. Os resultados gerados pelo modelo Jolly-Seber indicam que o tamanho da população está estimado em 1.311 indivíduos (IC 95% 1.232 - 1.389 indivíduos), podendo ser ainda maior. Outro fator biológico que influenciou os resultados encontrados foi a emigração temporária exibida por alguns indivíduos residentes. O número de indivíduos na população em cada estação do ano variou bastante (entre 560 e 1.306 animais). Testes de *goodness-of-fit* revelaram que indivíduos residentes estiveram mais propensos à captura fotográfica que os transientes ($Z = -3,7656$; $p = 0,0002$; $gl = 5$). É provável que os indivíduos residentes sejam, em sua maioria, fêmeas que utilizam a área para alimentação e cria dos filhotes. As análises geradas pelos modelos TSM evidenciaram que a sobrevivência relativa de golfinhos transientes (0,95) e residentes (0,98) foi constante no decorrer do estudo. Porém, a probabilidade de encontrar indivíduos residentes na população variou com o tempo (entre 0,03 e 0,54), enquanto que a de encontrar indivíduos transientes foi constante (0,58). As baixas probabilidades de captura registradas indicam que há o deslocamento de indivíduos residentes para localidades adjacentes (como a Baía de Sepetiba), provavelmente em busca de maior oferta de recursos alimentares quando os mesmos estão escassos na parte oeste da Baía da Ilha Grande. A probabilidade de captura constante dos indivíduos transientes indica que a área recebeu um influxo constante de indivíduos. Considerando os resultados obtidos por este estudo e os já publicados para a Baía de Sepetiba, pode-se dizer que o litoral sul do Estado do Rio de Janeiro possui as maiores populações da espécie ao longo de toda sua distribuição geográfica.

Palavras-chave: estimativa de abundância, sobrevivência relativa, *Sotalia guianensis*.

ABSTRACT

ESPÉCIE, Mariana de Assis. **Population size and apparent survival estimates of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) in the west side of Ilha Grande Bay, RJ.** 2011. 51p. Dissertation (Master of Science in Animal Biology). Instituto de Biologia, Departamento de Biologia Animal, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ.

The main objectives of the present study were to estimate population size and apparent survival of the *Sotalia guianensis* population which inhabits the west side of Ilha Grande Bay. From May 2007 to March 2010, 33 boat trips were conducted at the study area for taking photographs of Guiana dolphins' dorsal fins. Those photographs were used to create a photo-identification catalog of the species in the area. Two capture-recapture models for open populations were applied using program MARK: Jolly-Seber model and an adaptation of Cormack-Jolly-Seber model, which allows the presence of transient individuals in the population (TSM). A total of 22,065 photographs were taken, from which a catalog containing 536 recognizable individuals was created. There were a high proportion of transient individuals in the population (0.44), which negatively biased abundance estimates. Population size estimates provided by Jolly-Seber model was of 1,311 individuals (CI 95% 1,232 – 1,389 individuals), and it may be even higher. The occurrence of temporary emigration by some resident dolphins may be another biological feature that biased the results found by this study. The number of individuals in the population in each season of the year varied (between 506 and 1,306 animals). Goodness-of-fit tests showed that resident individuals were more willing to be captured than transient individuals ($Z = -3,7656$; $p = 0,0002$; $gl = 5$). It is likely that resident dolphins are, in majority, females which use the area for feeding purposes and raising calves. Analyses provided by TSM models have shown that apparent survival of transient (0.95) and resident dolphins (0.98) were constant during the study period. However, the encounter probability of resident dolphins varied across time (between 0.03 and 0.54), while the encounter probability of transient dolphins was constant (0.58). The low capture probabilities found by this study suggest that individuals may dislocate to adjacent waters (such as Sepetiba Bay), probably because of higher resource availability when those are scarce in the west side of Ilha Grande Bay. Constant encounter probability of transient individuals indicates that the area received a constant influx of individuals during the study. Considering the results found by the present study and those already published for Sepetiba Bay, it is plausible to say that the southern coast of Rio de Janeiro State comprises the biggest populations of the species along its entire geographical distribution.

Key words: abundance estimates, apparent survival, *Sotalia guianensis*.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Modelos dos parâmetros considerados pelo MARK, seguindo a notação de Lebreton <i>et al.</i> (1992). (.) indica constância ao longo do tempo, (<i>t</i>) indica variação ao longo do tempo.....	7
Tabela 2 – Lista descritiva dos tipos de marcas encontradas nas nadadeiras dorsais de <i>S. guianensis</i> na área oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.....	11
Tabela 3 – Descrição dos modelos TSM construídos, levando em consideração heterogeneidade tanto na probabilidade de captura como na probabilidade de sobrevivência.....	18
Tabela 4 – Número de golfinhos capturados e recapturados em cada temporada na Baía da Ilha Grande.....	20
Tabela 5 – Número de indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> transientes e residentes na área durante o período de estudo.....	21
Tabela 6 – Detalhamento dos valores de QAIC _c , pesos de QAIC _c , verossimilhança e número de parâmetros considerados para a escolha do modelo Jolly-Seber mais adequado.....	22
Tabela 7 – Resumo das estimativas de abundância para <i>Sotalia guianensis</i> em cada temporada de acordo com o modelo ϕ, p_t, b_t	23
Tabela 8 - Detalhamento dos valores de QAIC _c , pesos de QAIC _c , verossimilhança e número de parâmetros considerados para a escolha do modelo TSM (com duas classes para sobrevivência) mais adequado.....	24
Tabela 9 - Detalhamento dos valores de QAIC _c , pesos de QAIC _c , verossimilhança e número de parâmetros considerados para a escolha do modelo TSM (com duas classes para captura) mais adequado.....	25

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Boto- cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) na Baía da Ilha Grande, RJ.....	2
Figura 2 - Mapa da área de estudo, área oeste da Baía da Ilha Grande.....	3
Figura 3 - Estrutura básica de um protocolo de amostragem para três ocasiões. O parâmetro ϕ_i indica sobrevivência e p_i indica a probabilidade de captura (extraído de Cooch e White, 2010).....	6
Figura 4 - Exemplo de código preliminar utilizado. De acordo com este exemplo, o arquivo referente a esta foto corresponde a 192ª fotografia tirada na 7ª saída de campo.....	10
Figura 5 - Esquema de visualização da função Localizador de Arquivos do Adobe Photoshop 7.0.....	12
Figura 6 - Esquema mostrando parte do processo de catalogação. À esquerda, está sendo visualizada a melhor foto de um indivíduo em um dia de amostragem. À direita, tem-se a visualização da foto do mesmo indivíduo que já fazia parte do Catálogo de Referência. Trata-se, portanto, de uma recaptura.....	13
Figura 7 - Descrição dos parâmetros analisados pela formulação de POPAN. O parâmetro p_i representa a probabilidade de um indivíduo ser capturado na ocasião i ; ϕ_i representa a probabilidade de um indivíduo sobreviver da ocasião i até a ocasião $i+1$; e b_i representa a probabilidade de um animal as superpopulação (N) entrar na população entre as ocasiões i e $i+1$, sobrevivendo até $i+1$ (extraído de Schwarz e Arnason, 2010). t_1, t_2, \dots, t_5 representam as ocasiões amostrais.....	15
Figura 8 - Estrutura básica de um modelo TSM. As áreas sombreadas na cor rosa indicam a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos transientes, enquanto que as áreas sombreadas na cor lilás indicam a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos residentes (adaptado de Cooch e White, 2010).....	18
Figura 9 – Número cumulativo de indivíduos de <i>Sotalia guianensis</i> identificados entre Maio de 2007 e Março de 2010 na parte oeste da Baía da Ilha Grande. As barras representam o número de fotografias tiradas em cada saída de barco.....	21
Figura 10 – Estimativa dos parâmetros “captura” e “entrada de novos indivíduos”. Barras pretas verticais indicam o intervalo de confiança para cada parâmetro.....	22
Figura 11 - Estimativa da probabilidade de captura de <i>Sotalia guianensis</i> na Baía da Ilha Grande. Barras pretas verticais indicam o intervalo de confiança para cada parâmetro.....	24
Figura 12 - Estimativa da probabilidade de captura para os indivíduos residentes de <i>Sotalia guianensis</i> na Baía da Ilha Grande. Barras pretas verticais indicam o intervalo de confiança para cada parâmetro.....	25

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
1.1 Espécie Estudada	2
1.2 Área de Estudo	3
1.3 Foto-identificação e Modelos de Marcação-recaptura	4
1.4 Modelos de Marcação-recaptura no Programa MARK	5
1.5 Objetivos	8
2 MATERIAL E MÉTODOS	9
2.1 Coleta dos Dados	9
2.2 Análise dos Dados no Laboratório	9
2.3 Marcação-recaptura no Programa MARK	14
2.4 Jolly-Seber no Programa MARK	14
2.5 Testes de <i>Goodness-of-fit</i>	16
2.6 Modelos TSM: Uma Adaptação do Cormack-Jolly-Seber	17
3 RESULTADOS	20
3.1 Coleta dos Dados e Foto-identificação	20
3.2 Estimativas Geradas pelo Modelo Jolly-Seber	22
3.3 Validação dos Pressupostos: Testes de GOF	23
3.4 Transientes <i>vs.</i> Residentes: Modelos TSM	24
4 DISCUSSÃO	26
5 CONCLUSÕES	31
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32

1 INTRODUÇÃO

A Ordem Cetacea é representada pelos mamíferos de vida exclusivamente aquática: golfinhos e baleias. As 85 espécies viventes estão divididas em duas subordens: Mysticeti – representada pelos cetáceos com barbatanas, as baleias verdadeiras; e Odontoceti – representada pelos cetáceos com dentes, os golfinhos e botos (REEVES *et al.*, 2003). Sua importância ecológica no ecossistema se relaciona, entre outros aspectos, com a manutenção do equilíbrio da estrutura trófica, com a relação comensal que outros organismos mantêm com eles e com a atividade alimentar cooperativa desenvolvida com aves marinhas e algumas espécies de peixes (KATONA e WHITEHEAD, 1988).

Os cetáceos são animais de vida longa, com reprodução lenta, que possuem grandes habilidades cognitivas, estruturas sociais complexas e flexíveis, passando a maior parte do tempo embaixo d'água. Tal fato dificulta o estudo desses animais em seu ambiente natural. A dificuldade de se aplicar metodologias comumente utilizadas para os animais terrestres e a facilidade de deslocamento no ambiente aquático fizeram com que novas técnicas fossem desenvolvidas e/ou adaptadas para melhor conhecer a ecologia dos cetáceos (CONNOR *et al.*, 2000). Atualmente, há vários grupos de estudos de cetáceos ao redor do mundo realizando estudos sobre comportamento, estrutura populacional, movimentos migratórios, distribuição de espécies, ecolocalização e comunicação. Com o passar dos anos, os cetáceos foram se tornando importantes ícones dos movimentos conservacionistas, principalmente pelo histórico de exploração direta de algumas espécies no passado. Hoje em dia é notável que a exploração dos recursos marinhos pelas atividades humanas pode afetar os cetáceos de diferentes formas, podendo interferir na manutenção das relações sociais e até provocar o declínio populacional em casos extremos (WHITEHEAD *et al.*, 2000). Dessa maneira, a realização de estudos que investigam a estrutura populacional e a sociabilidade das espécies de cetáceos figura como uma ferramenta importante para a conservação.

Uma maneira encontrada para amenizar as dificuldades de obtenção de dados sobre os cetáceos foi o desenvolvimento da técnica de foto-identificação, que consiste na tomada de fotografias das nadadeiras dorsais (WÜRSIG e WÜRSIG, 1977; HAMMOND *et al.*, 1990). Ao longo da vida esses animais podem apresentar cortes, entalhes e arranhões nesta parte do corpo, tornando possível a identificação através de marcas peculiares para cada indivíduo (WÜRSIG e WÜRSIG, 1977; HAMMOND *et al.*, 1990). A vantagem de se utilizar a foto-identificação nos cetáceos é que não há a necessidade de capturar um indivíduo para colocar marcações artificiais (como adesivos, pinturas, *tags*, entre outros), assim como não há o risco de um indivíduo perder sua marcação no decorrer do estudo (WHITEHEAD *et al.*, 2000). Desde sua descrição, tem-se observado que é possível utilizá-la para diversas espécies de cetáceos, com finalidades variadas (*e.g.* BALLANCE, 1990; GONZALEZ, 1994; KARCZMARSKI *et al.*, 1999; MARTEN e PSARAKOS, 1999; SIMÃO *et al.*, 2000; BRÄGER *et al.*, 2002).

No Brasil, os estudos com cetáceos são relativamente recentes. Dentre as 43 espécies de cetáceos que ocorrem no litoral brasileiro (IBAMA, 2001), pode-se dizer que o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (van Bénédén, 1864) é a espécie mais estudada. Diversos estudos têm sido publicados sobre a mesma, levando em consideração principalmente seus aspectos ecológicos em diferentes localidades. O presente estudo traz novas informações sobre a dinâmica da população que habita a Baía da Ilha Grande, litoral sul do estado do Rio de Janeiro, tendo como base a técnica de foto-identificação.

1.1 Espécie Estudada

Sotalia guianensis (Figura 1), popularmente conhecido como boto-cinza, apresenta distribuição geográfica que se estende desde o litoral norte de Honduras, no Caribe (15°58'S; 85°42'W; SILVA e BEST, 1996) até o Estado de Santa Catarina, no Brasil (27°35'S; 48°34'W; SIMÕES-LOPES, 1988). Habita áreas costeiras protegidas, como baías e estuários, regiões de baixa profundidade e com presença de manguezais, que são consideradas regiões de alta produtividade primária (WEDEKIN *et al.*, 2004).

A taxonomia da espécie foi discutida durante muito tempo. Antigamente, o gênero *Sotalia* era monoespecífico (*Sotalia fluviatilis*) sendo utilizado para categorizar tanto os indivíduos que habitam os rios da região Amazônica (ecótipo fluvial) como os que eram encontrados ao longo da costa Atlântica da América Central e do Sul (ecótipo marinho). Recentemente, a partir de análises morfométricas tridimensionais (MONTEIRO-FILHO *et al.*, 2002) e genéticas a partir de DNA mitocondrial (CUNHA *et al.*, 2005), houve a separação em duas espécies: uma forma fluvial (*Sotalia fluviatilis*) e outra marinha (*Sotalia guianensis*).



Figura 1- Boto- cinza (*Sotalia guianensis*) na Baía da Ilha Grande, RJ.

O boto-cinza é um cetáceo de pequeno porte, podendo atingir em média 2 metros de comprimento na idade adulta (FLORES, 2002). São animais de vida longa que apresentam período gestacional longo (de 11 a 12 meses), alcançam a maturidade sexual tardiamente (por volta de seis ou sete anos de idade), possuindo um indivíduo por prole e um longo cuidado parental (cinco a seis anos) (PERRIN e REILLY, 1984; RAMOS, 1997; RAMOS *et al.*, 2000; ROSAS, 2000). Apresenta coloração acinzentada no dorso e a cor da região ventral pode variar entre o rosa e branco (SILVA e BEST, 1996). A nadadeira dorsal é característica da espécie, apresentando formato triangular e tamanho pequeno (SILVA e BEST, 1996). Esta espécie não apresenta dimorfismo sexual aparente (FLORES, 2002). Apresenta hábitos gregários, formando grupos com tamanho médio entre 1 e 30 indivíduos (BOROBIA e ROSAS, 1991), embora grupos contendo mais de 200 indivíduos tenham sido encontrados na Baía de Sepetiba (SIMÃO *et al.*, 2000) e na Baía da Ilha Grande (LODI e HETZEL, 1998).

A dieta de *S. guianensis* inclui peixes, lulas e camarões. Estudos sobre o hábito alimentar da espécie indicaram que ela apresenta hábitos generalistas, alimentando-se de

várias espécies de peixes demersais e pelágicos. As táticas utilizadas na captura das presas são bastante variadas. Na maioria das vezes, a alimentação é feita de forma cooperativa, com o tamanho do grupo variando em função da maior ou menor disponibilidade de presas (DI BENEDITTO *et al.*, 2001).

Apesar do crescente número de estudos sobre a espécie nos últimos anos, o boto-cinza ainda é considerado uma espécie “insuficientemente conhecida” pela União Internacional para Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN, 2004) e como “dados deficientes” pelo IBAMA (IBAMA, 2001).

1.2 Área de Estudo

A Baía da Ilha Grande, unidade fisiográfica de expressão, está localizada no litoral sul do estado do Rio de Janeiro (23°02'S 44°26'W) e compõe juntamente com a Baía de Sepetiba um grande sistema estuarino (SIGNORINI, 1980). Ela é dividida em três unidades fisiográficas: área leste (localizada a leste da Ilha Grande até a entrada da Baía de Sepetiba), canal central (caracterizado por uma depressão estreita, alongada e profunda; localizado entre a Ilha Grande e o continente) e área oeste (correspondente ao embaiamento a oeste da Ilha Grande) (MAHIQUES, 1987). O presente estudo foi realizado numa área delimitada de 190 km² na área oeste (Figura 2), compreendida entre a Ponta da Cruz (a oeste) e após a Ilha Sandri (a leste), que apresenta as menores profundidades (10 metros em média).

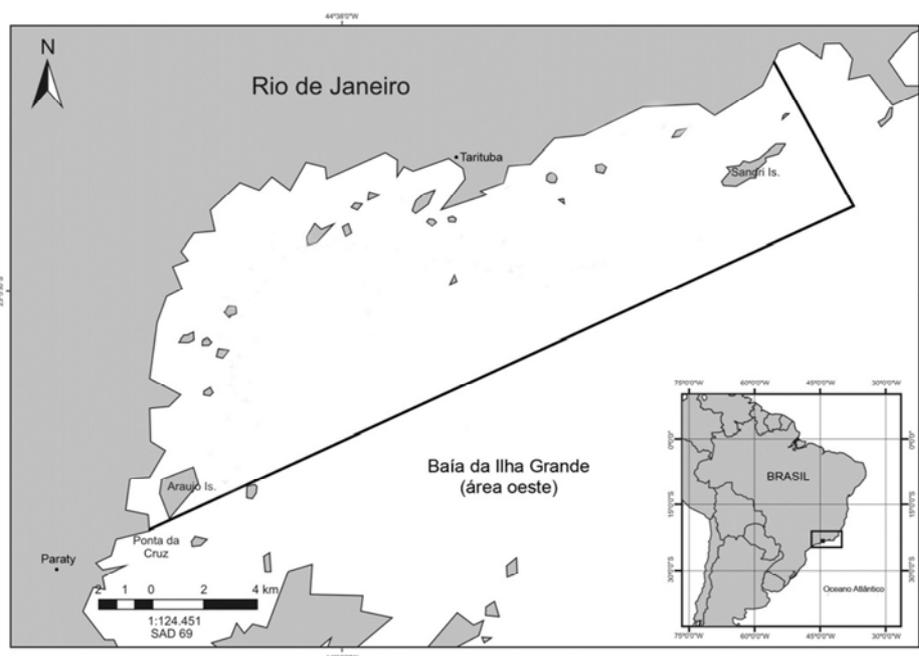


Figura 2 - Mapa da área de estudo, área oeste da Baía da Ilha Grande.

O elevado índice pluviométrico anual, somado à fisiografia e à oceanografia da região, faz da Baía da Ilha Grande um dos ambientes aquáticos mais ricos em micronutrientes do Brasil (NOGARA, 2000). Segundo este mesmo autor, os ambientes marinhos da porção oeste da Baía da Ilha Grande comportam-se como áreas de transição entre a terra e o mar. Do continente recebem toda a matéria orgânica proveniente da Serra do Mar, através do deságue dos rios e da produção dos manguezais e, de acordo com Signorini (1980), recebe do mar durante o verão os nutrientes oriundos das águas profundas (Água Central do Atlântico Sul – ACAS) que afloram próximo à costa e penetram na baía pelo canal oeste da Baía da Ilha Grande, causando o fenômeno de ressurgência. O complexo estuarino da Baía da Ilha Grande

possui elevada quantidade de matéria orgânica em suspensão, sais minerais dissolvidos e grande concentração de algas planctônicas. São consideradas águas tróficas, propícias a servir de criadouro a dezenas de espécies marinhas e que tornou essa baía em uma importante zona pesqueira do Estado do Rio de Janeiro, criadouro ideal para várias espécies de moluscos, crustáceos e peixes (MUEHE e VALENTINI, 1998). A elevada produtividade primária aliada à variedade de micro-habitats, como ilhas, lajes, costões rochosos, praias, mangues, estuários e baixios de lama costeiros, permitem a manutenção de uma biota variada na região, incluindo grandes agregações do boto-cinza (LODI e HETZEL, 1998).

A Baía da Ilha Grande é uma área de grande interesse ambiental, na qual se encontram algumas unidades de conservação, como parques e reservas biológicas. É considerada área prioritária para conservação de espécies marinhas pelo IBAMA, devido ao elevado nível de biodiversidade registrado para a área (CREED *et al.*, 2007). Por outro lado, há uma série de atividades antrópicas sendo conduzidas na região. A presença de um terminal marítimo de petróleo, duas usinas nucleares, um porto em expansão, um estaleiro naval de grande porte, uma elevada descarga de poluentes orgânicos e industriais e diversas marinas, além de uma intensa atividade turística, pesqueira e de aquicultura, constituem ameaças à manutenção de sua condição atual (MUEHE e VALENTINI, 1998).

1.3 Foto-identificação e Modelos de Marcação-recaptura

Estudos baseados na técnica de foto-identificação geram informações importantes para a compreensão da ecologia dos cetáceos por ser uma técnica não intrusiva e relativamente benigna (HAMMOND *et al.*, 1990). Esta técnica utiliza marcas naturais de longa duração que, no caso do boto-cinza, são encontradas na nadadeira dorsal (parte do corpo que fica exposta sempre que o golfinho emerge para respirar). Como este tecido não se regenera (tornando algumas marcas, como cortes e entalhes, permanentes), tais fotografias podem ser utilizadas para estudos populacionais baseados no método de marcação-recaptura. Esse método usa dados baseados no número de animais marcados e sua proporção em amostras subsequentes para estimar parâmetros populacionais (KREBS, 1999; WILSON *et al.*, 1999). Neste caso, a primeira vez que um golfinho foi fotografado na área de estudo representa um evento de **captura**. Caso ele tenha sido novamente registrado com fotografias em outra(s) ocasião(ões) amostral(is) após a primeira, diz-se que o animal foi **recapturado**. Isso permite a criação de um banco de dados contendo o histórico de capturas de cada indivíduo registrado, permitindo acessar informações sobre tamanho populacional, taxa de sobrevivência, padrões de deslocamento, área de vida, entre outros. Nesse contexto, diversos estudos que tiveram como base a foto-identificação foram realizados para populações de *S. guianensis* localizadas em diferentes pontos do litoral brasileiro, como na Baía de Guanabara, RJ (PIZZORNO, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2004; AZEVEDO *et al.*, 2007), na Baía de Sepetiba, RJ (SIMÃO *et al.*, 2000; NERY *et al.*, 2008a), no complexo estuarino de Cananeia, SP (SANTOS *et al.*, 2001; SANTOS e ROSSO, 2008), na Baía Norte, SC (FLORES, 1999; FLORES e BAZZALO, 2004), no estuário do Rio Caravelas, BA (ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007) e na Baía da Ilha Grande, RJ (ESPÉCIE *et al.*, 2010).

O modelo de marcação-recaptura a ser utilizado em um estudo deve levar em consideração os aspectos biológicos da espécie, a dinâmica da população em questão, assim como o período de observação a ser adotado. Uma população é considerada fechada quando o tamanho populacional não muda durante o período de estudos. Portanto, os modelos de marcação-recaptura para populações fechadas não admitem perdas ou ganhos de indivíduos por nascimentos, mortes e migração (SEBER, 1982). Quando modelos para populações

abertas são adotados, os processos de nascimentos, mortes e migração são permitidos e, portanto, o tamanho populacional pode mudar durante o estudo (POLLOCK e ALPIZAR-JARA, 2005). Estudos de marcação-recaptura para populações abertas envolvem múltiplas ocasiões amostrais, nas quais indivíduos novos são capturados e marcados, enquanto que a identidade dos indivíduos previamente capturados é registrada. As ocasiões amostrais são separadas por intervalos de tempo suficientes para que haja mudanças na população entre as mesmas. Dessa forma, diz-se que a população é aberta a ganhos resultantes da reprodução *in situ* e imigração e a perdas por mortes e emigração (NICHOLS, 2005).

Dois classes de modelos foram desenvolvidas para estimar parâmetros de interesse para populações abertas (NICHOLS, 2005). A primeira classe é dita como dependente e é exemplificada pelo modelo original de Cormack (1964). Este modelo é dependente do número de indivíduos devolvidos após a marcação em cada ocasião amostral e permite a estimativa das probabilidades de sobrevivência e de captura subsequentes. É referido como modelo de Cormack-Jolly-Seber (CJS). A segunda classe não é dependente e é exemplificada pelos modelos propostos por Jolly (1965) e Seber (1965). Esta aproximação modela não somente o histórico dos animais marcados após a soltura, mas também as capturas de animais não marcados, permitindo, além da estimativa de sobrevivência relativa e de probabilidade de captura, abundância, entrada de novos indivíduos na população (recrutamento) e taxas de mudança populacional (NICHOLS, 2005). Este modelo é referido como modelo de Jolly-Seber (JS). A diferença fundamental entre os dois modelos é que o modelo JS incorpora o pressuposto de que todos os animais são aleatoriamente amostrados na população e que a captura de animais já marcados e animais novos é igualmente possível (MANLY *et al.*, 2005a). Por outro lado, o modelo CJS não segue esses pressupostos, examinando somente o histórico de recaptura de animais previamente marcados (MANLY *et al.*, 2005a).

A população de *Sotalia guianensis* da Baía da Ilha Grande foi considerada aberta durante o período de estudos, levando em consideração os seguintes aspectos: 1 – o registro de grandes agregações para a área (LODI e HETZEL, 1998), havendo variação no tamanho dos grupos entre as estações do ano (LODI, 2003); e 2 – a presença de uma proporção elevada de indivíduos não-residentes à área de estudo (ESPÉCIE *et al.*, 2010). Os dois modelos para populações abertas citados acima foram utilizados neste estudo.

1.4 Modelos de Marcação-recaptura no Programa MARK

O programa MARK (COOCH e WHITE, 2010) é uma ferramenta de grande valia para a compreensão da dinâmica populacional de várias espécies animais, gerando análises baseadas nas técnicas de marcação-recaptura. A última versão do programa, lançada em 2010, engloba todos os métodos atualmente utilizados para análises de animais marcados, incluindo modelos para populações fechadas, modelos para populações abertas e modelos multiestado. Sua base de dados inclui as análises estatísticas realizadas pela maioria dos programas já criados para análises populacionais baseadas na marcação e recaptura de indivíduos, como o POPAN, JOLLY, RELEASE, CAPTURE, entre outros (MANLY *et al.*, 2005b).

O MARK utiliza o método da máxima verossimilhança para a estimativa de seus parâmetros. Este método é conhecido por produzir estimativas mais robustas sob uma ampla gama de condições, consistindo basicamente de duas etapas. Primeiro, há a construção de um modelo que estabelece a probabilidade de observar os dados como uma função dos parâmetros desconhecidos que são de interesse do estudo. Isto irá formar a função de verossimilhança. Segundo, as estimativas dos parâmetros desconhecidos são escolhidas para serem os valores que tornam a função de verossimilhança tão grande quanto possível, i.e., os valores que maximizam a verossimilhança (MANLY *et al.*, 2005a). Uma breve, porém

concisa, descrição do processo de formação da função de verossimilhança está disponível em Cooch e White (2010).

As análises baseiam-se na estimativa dos parâmetros levando em consideração o histórico de captura de cada indivíduo (COOCH e WHITE, 2010). Para exemplificar, considere um experimento com três ocasiões amostrais. O protocolo de amostragem está representado na Figura 3.

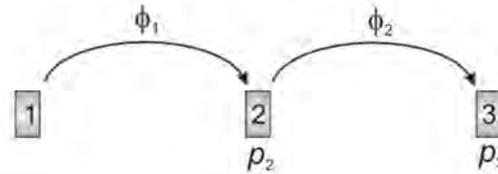


Figura 3 - Estrutura básica de um protocolo de amostragem para três ocasiões. O parâmetro ϕ_i indica sobrevivência e p_i indica a probabilidade de captura (extraído de Cooch e White, 2010).

Existem duas probabilidades associadas ao registro de um indivíduo: 1 – a probabilidade de captura (p_i), que indica a probabilidade de ser capturado na ocasião i ; e 2 – a probabilidade de sobrevivência (ϕ_i), que indica a probabilidade de um indivíduo sobreviver da ocasião i até a ocasião $i+1$. Portanto, neste caso temos dois parâmetros envolvidos: captura e sobrevivência.

O histórico de captura contém informações sobre quando um indivíduo foi capturado ao longo das ocasiões amostrais. O número 1 indica a presença de um indivíduo em uma ocasião amostral e 0, a ausência do mesmo em outra(s) ocasião(ões). No exemplo considerado, temos quatro tipos de histórico de captura: 111, 110, 101 e 100. Vamos considerar um indivíduo com o histórico de captura 101: ele foi visto na primeira ocasião, não foi visto na segunda, sendo novamente visto na terceira ocasião. Se p_i representa a probabilidade de capturar um indivíduo numa ocasião amostral, logo $1 - p_i$ representa a probabilidade de **não** capturar um indivíduo numa ocasião amostral. Tendo essas informações em mãos, é possível descrever a probabilidade associada ao histórico de captura 101, a saber

$$P = \phi_1(1 - p_2) \phi_2 p_3$$

que é obtida multiplicando as probabilidades de sobreviver até a segunda amostra (ϕ_1), não ser capturado na segunda amostra ($1 - p_2$), sobreviver da segunda até a terceira amostra (ϕ_2) e ser capturado na terceira amostra (p_3).

As probabilidades de captura e de sobrevivência para cada animal numa série de amostras podem ser usadas para descrever as probabilidades de seus históricos de capturas, como o modelo citado acima. A verossimilhança de observar todos os dados é então o produto das probabilidades relacionadas a cada tipo de histórico de captura, ou seja,

$$L = \prod_{i=1}^{n_1} P_i$$

onde P_i é a probabilidade para o i -ésimo animal, assumindo que o histórico para cada animal é independente do histórico de todos os outros animais. Tudo o que o MARK faz é derivar estimativas para os parâmetros ϕ_i e p_i que maximizam esta verossimilhança. O método da

máxima verossimilhança gera estimativas que são assintoticamente não tendenciosas, normalmente distribuídas e com o mínimo de variância entre os estimadores (COOCH e WHITE, 2010).

O MARK permite que vários modelos sejam criados levando em consideração os parâmetros envolvidos nas análises. Também é possível construir modelos que levem em consideração grupos diferentes, como sexo, tamanho e idade. Seguindo a notação proposta por Lebreton *et al.* (1992), são exibidos quatro modelos principais, que consideram haver constância ou variação com o tempo nos parâmetros em questão (Tabela 1). Isso reside no fato de que a probabilidade de captura e de sobrevivência pode variar com o tempo, de acordo com o sexo do animal, idade, entre outros. Então, o pesquisador tem condições de elaborar diferentes modelos que se adequem à situação encontrada no seu estudo.

Tabela 1 – Modelos dos parâmetros considerados pelo MARK, seguindo a notação de Lebreton *et al.* (1992). (.) indica constância ao longo do tempo, (t) indica variação ao longo do tempo.

Modelo	Interpretação
$\phi_t p_t$	Tanto a sobrevivência como a probabilidade de captura variam com o tempo.
$\phi. p_t$	Sobrevivência é constante ao longo do tempo; probabilidade de captura varia com o tempo.
$\phi_t p.$	Sobrevivência varia com o tempo; probabilidade de captura é constante ao longo do tempo.
$\phi. p.$	Tanto a sobrevivência como a probabilidade de captura são constantes ao longo do tempo.

O MARK possui ferramentas que analisam e decidem qual modelo é o mais apropriado ao perfil de dados coletados através do Critério de Informação de Akaike (AIC) (AKAIKE, 1973; BURNHAM e ANDERSON, 1998). O modelo com o menor valor para o AIC é considerado o "melhor" em termos de ajuste dos dados ao modelo e o número de parâmetros que foram considerados. Quando as amostras são pequenas (com menos de 40 observações por parâmetro), deve-se utilizar o Critério de Informação de Akaike corrigido para pequenas amostras (AIC_c) (MANLY *et al.*, 2005a). Os pesos de Akaike também auxiliam na escolha do modelo mais apropriado (BUCKLAND *et al.*, 1997). São usados para medir a força do AIC em favor de cada modelo, onde o maior peso indica maior evidência. E, finalmente, se há evidências de que os dados apresentam variação maior do que o esperado, baseado no modelo de probabilidade utilizado, então se deve aplicar os valores do quase-AIC (QAIC) para a escolha do modelo mais apropriado (COOCH e WHITE, 2010). Quando há mais variação do que o esperado, diz-se que os dados estão superdispersos (MANLY *et al.*, 2005a). A consideração de todos esses fatores em conjunto leva à escolha do modelo mais apropriado aos dados coletados.

1.5 Objetivos

Este trabalho teve como objetivos principais:

- Estimar o tamanho populacional de *Sotalia guianensis* na Baía da Ilha Grande usando o modelo de Jolly-Seber;
- Estimar a sobrevivência relativa de *S. guianensis* segundo uma adaptação do modelo de Cormack-Jolly-Seber;
- Testar se a presença de indivíduos não-residentes na população influencia as estimativas do tamanho populacional, assim como na probabilidade de captura dos indivíduos residentes.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Coleta dos Dados

As idas ao mar foram realizadas a bordo de uma embarcação do tipo traineira de 7,5 metros de comprimento com motor de centro Yamaha 2 cilindros e 22 HP. De maio de 2007 a março de 2010, foram conduzidas saídas de barco na área de estudo, divididas por temporadas (duas para cada estação do ano). O número de saídas por temporada foi definido em função de restrições de tempo e verba. As saídas ao mar ocorreram somente quando as condições climáticas eram favoráveis (sem chuva e sem vento ou com ventos fracos). Com relação ao vento, foram conduzidas saídas de barco somente quando o estado do mar era inferior ou igual a 3 (escala de Beaufort). Acima deste valor, as ondulações provocadas pelo vento encobrem a nadadeira dorsal dos botos, dificultando a visualização dos grupos, assim como o equilíbrio dos observadores na proa do barco para a coleta dos dados (SIMÃO *et al.*, 2000).

A embarcação saía do cais no período da manhã (08:00), navegando prioritariamente no sentido leste-oeste da parte oeste da Baía da Ilha Grande, até que um ou mais grupos de boto-cinza fossem avistados. Ocasionalmente, este trajeto era alterado, caso um ou mais grupos de botos eram avistados em uma posição diferente desta. Uma vez avistados, a embarcação aproximava dos grupos com velocidade reduzida, para que não houvesse muita interferência nas atividades desenvolvidas pelos animais. Um observador ficava posicionado na proa do barco para tirar fotografias das nadadeiras dorsais dos golfinhos, enquanto outro ficava encarregado de anotar os dados abióticos (estado do mar, direção do vento, cobertura do céu, temperatura da água) ao longo da saída de campo, assim como o horário de início e término das observações e fazia as marcações geográficas dos grupos de 10 em 10 minutos em um aparelho de GPS modelo GARMIM 72.

As fotografias foram tiradas com uma câmera fotográfica digital Canon EOS 40D Digital equipada com lentes Canon Zoom EF 75-300 mm 1:4 – 5,6 III USM e cartão de memória de 2 GB. Eram tiradas fotografias dos golfinhos que estivessem próximos ao barco (a uma distância máxima de 10 metros), sendo que estes deveriam estar também posicionados perpendicularmente à câmera, para que a nadadeira dorsal ficasse evidente, possibilitando a visualização do seu contorno e de possíveis marcas nela presentes.

O esforço de coleta de fotografias era encerrado quando não havia mais espaço no cartão de memória da câmera digital. Além disso, as saídas de barco eram abortadas caso as condições climáticas mudassem repentinamente no mar (aumento da velocidade do vento, chuvas repentinas, entre outros), o que também impossibilitava a realização das atividades para este estudo.

2.2 Análise dos Dados no Laboratório

Após a coleta das informações no campo, o trabalho teve continuidade no laboratório, onde foram realizadas a transferência dos dados do aparelho de GPS para um computador, assim como a transferência, seleção e catalogação das fotografias.

Os dados do aparelho de GPS foram copiados para os computadores do Laboratório de Bioacústica e Ecologia de Cetáceos (DCA/IF/UFRRJ) com auxílio do programa GTM TrackMaker Professional™. As fotografias tiradas em cada dia de campo na área oeste da Baía da Ilha Grande foram transferidas para os computadores do Laboratório de Bioacústica e Ecologia de Cetáceos (DCA/IF/UFRRJ), e foram armazenadas em uma pasta que continha como nome a data de realização da saída de campo. Todas as fotos tiradas passaram por um

extenso processo de triagem e seleção, de maneira que somente as fotos consideradas de qualidade excelente fossem utilizadas no processo de reconhecimento dos indivíduos de *S. guianensis* e posterior inserção no catálogo de foto-identificação. Um estudo baseado na técnica de foto-identificação, para que possa ser bem conduzido, precisa evitar que dois erros no processo de catalogação sejam cometidos: falsos-positivos e falsos-negativos. Quando o erro do tipo falso-positivo é cometido quer dizer que duas avistagens de animais diferentes são consideradas como uma só. Já o erro do tipo falso-negativo é cometido quando duas fotografias de um mesmo indivíduo são consideradas como dois indivíduos distintos (GUNNLAUGSSON e SIGURJÓNSSON, 1990; STEVICK *et al.*, 2001). Ambos os erros podem provocar uma interpretação errada dos parâmetros populacionais. Dessa forma, o processo de seleção e catalogação das fotos adotado neste estudo teve como objetivo reduzir ao máximo esses erros. A utilização de fotos de ótima qualidade e o envolvimento de apenas um profissional experiente na visualização e comparação das fotos minimizam sobremaneira este risco.

Neste estudo, o processo de seleção das fotos ocorreu em quatro etapas diferentes: a) Triagem inicial; b) Criação de novos arquivos e organização em novas pastas; c) Classificação; e d) Catalogação. Cada uma será explicada a seguir.

a) Triagem inicial – esta parte do processo correspondeu à separação das fotos tiradas em duas pastas distintas: *Analisáveis* e *Outras*. Para isto, utilizou-se o programa Adobe Photoshop 7.0®. As fotos onde a nadadeira dorsal estava totalmente paralela, em foco, com boa iluminação e nitidez eram destinadas à pasta *Analisáveis*. Anotava-se o nome do arquivo referente a cada foto que seria movida para a pasta *Analisáveis* em uma caderneta de notas. Fotografias de água, outras partes do corpo, ou ainda com a nadadeira dorsal evidente, mas não na posição adequada, fora de foco ou muito distantes da câmera, por exemplo, não são adequadas para o objetivo deste estudo, e, portanto, foram incluídas na pasta *Outras*. Dessa maneira, dentre o total de fotografias tiradas em um dia, as fotos que possuíam condições para serem analisadas eram as presentes na pasta *Analisáveis*.

b) Criação de novos arquivos e organização em pastas – após a triagem inicial, as fotos que foram movidas para a pasta *Analisáveis* eram novamente observadas com o auxílio do programa Adobe Photoshop 7.0®. O principal objetivo nesta etapa foi criar novos arquivos que evidenciassem a nadadeira dorsal a partir da foto original (sem modificá-la), de modo que houvesse somente um indivíduo em cada foto, respeitando a sequência cronológica em que as fotos foram tiradas. Um *código preliminar* foi utilizado para identificar cada um dos arquivos novos, a saber: SPar XX YYY (SPar = saída Paraty, XX = número da saída de campo, YYY = número sequencial da foto individual para esta saída de campo) (Figura 4). Este código reúne informações relacionadas à saída onde um animal foi encontrado e em qual foto tirada nesta saída ele foi observado.

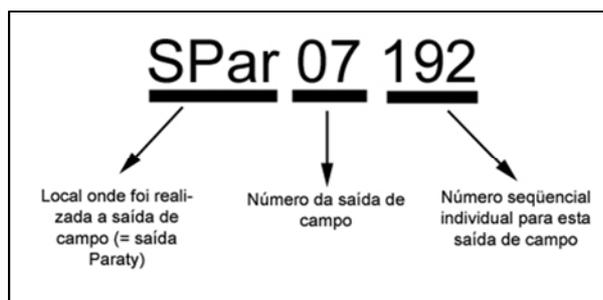


Figura 4 - Exemplo de código preliminar utilizado. De acordo com este exemplo, o arquivo referente a esta foto corresponde a 192ª fotografia tirada na 7ª saída de campo.

Depois de criado um código preliminar para cada arquivo novo, esta nova fotografia era armazenada em uma subpasta (cujo nome indicava a localização da marca que esse indivíduo possui na nadadeira) de uma pasta que foi denominada *Pré-catálogo*. As categorias de marcas na nadadeira dorsal (e, conseqüentemente, de subpastas) utilizadas foram adaptadas da metodologia descrita por Mazzoil *et al.* (2004), a saber: *completa, terço superior, terço médio, terço inferior, bordo de ataque, ausência do topo, marca no topo, formato da nadadeira* e *liso* (Tabela 2). A lista completa dos arquivos contendo o código preliminar, o tipo de marca que o indivíduo possui e o arquivo original de onde ela foi extraída foi registrada em um caderno de anotações.

Tabela 2 - Lista descritiva dos tipos de marcas encontradas nas nadadeiras dorsais de *S. guianensis* na área oeste da Baía da Ilha Grande, RJ.

<i>Categoria</i>	<i>Descrição</i>
Ausência do topo	Nadadeira dorsal que apresenta o topo cortado
Bordo de ataque	Nadadeira dorsal que possui marca(s) no bordo de ataque
Completa	Nadadeira dorsal que apresenta marcas ao longo de todo seu bordo de fuga
Formato da nadadeira	Nadadeira dorsal cuja característica principal é o seu formato
Liso	Nadadeira dorsal que não possui nenhuma marca distintiva
Marca no topo	Nadadeira dorsal que apresenta marca(s) no topo
Terço inferior	Nadadeira dorsal que apresenta marca(s) na porção basal do bordo de fuga
Terço médio	Nadadeira dorsal que apresenta marca(s) na porção central do bordo de fuga
Terço superior	Nadadeira dorsal que apresenta marca(s) na porção apical do bordo de fuga

c) Classificação – esta etapa consistiu na reunião de fotos tiradas de um mesmo indivíduo em uma mesma saída de campo. Para tanto, foram utilizadas as fotos que estavam armazenadas nas subpastas da pasta Pré-catálogo. Através da função *Localizador de Arquivo* do Adobe Photoshop 7.0™ (Figura 5, seta vermelha), foi possível atribuir uma classificação para cada foto de cada indivíduo. O Localizador de Arquivo pode ser configurado para mostrar as imagens presentes em cada subpasta da pasta Pré-catálogo, por exemplo, por ordem de “classificação”, pelo “nome do arquivo”, pelo “tamanho”, pela “data de criação do arquivo”, entre outros, em “ordem crescente” ou “decrecente”. Ele também permite que as fotos sejam visualizadas em tamanho “pequeno”, “médio”, “grande” e “grande com classificação”. A opção de visualização escolhida neste estudo foi “grande com classificação”, sendo que as fotos de cada subpasta eram organizadas pelo “nome do arquivo” e “ordem crescente” (Figura 5, círculos amarelos). Sob essas configurações, as imagens de cada subpasta eram exibidas como uma matriz de fotos na sequência em que foram criadas. O nome de cada arquivo de imagem (p. ex., SPar 10 025, SPar 03 267) é exibido, possuindo logo abaixo um campo em branco escrito “Classificação” (p. ex., Classificação: -). Para manter a sequência cronológica de identificação dos indivíduos, a lista que continha o código preliminar, o tipo de marca e o nome do arquivo original foi a referência para esta etapa. Dessa maneira, cada imagem de um mesmo indivíduo recebia uma letra de classificação (A-Z, AA-AZ, BA-BZ,...). Por exemplo, supondo que a primeira foto da subpasta *Completa* seja SPar 11 001, ela irá receber a letra de classificação A, sendo que seu nome agora será A_SPar 11 001 e sua classificação A. Se a foto seguinte, SPar 11 002, for a do mesmo indivíduo, seu nome será A_SPar 11 002 e sua classificação também será A (Figura 5, círculo azul). Todas

as fotos desta subpasta eram visualizadas de maneira a encontrar todas as fotos de um mesmo indivíduo e, se fosse o caso, classificá-las.

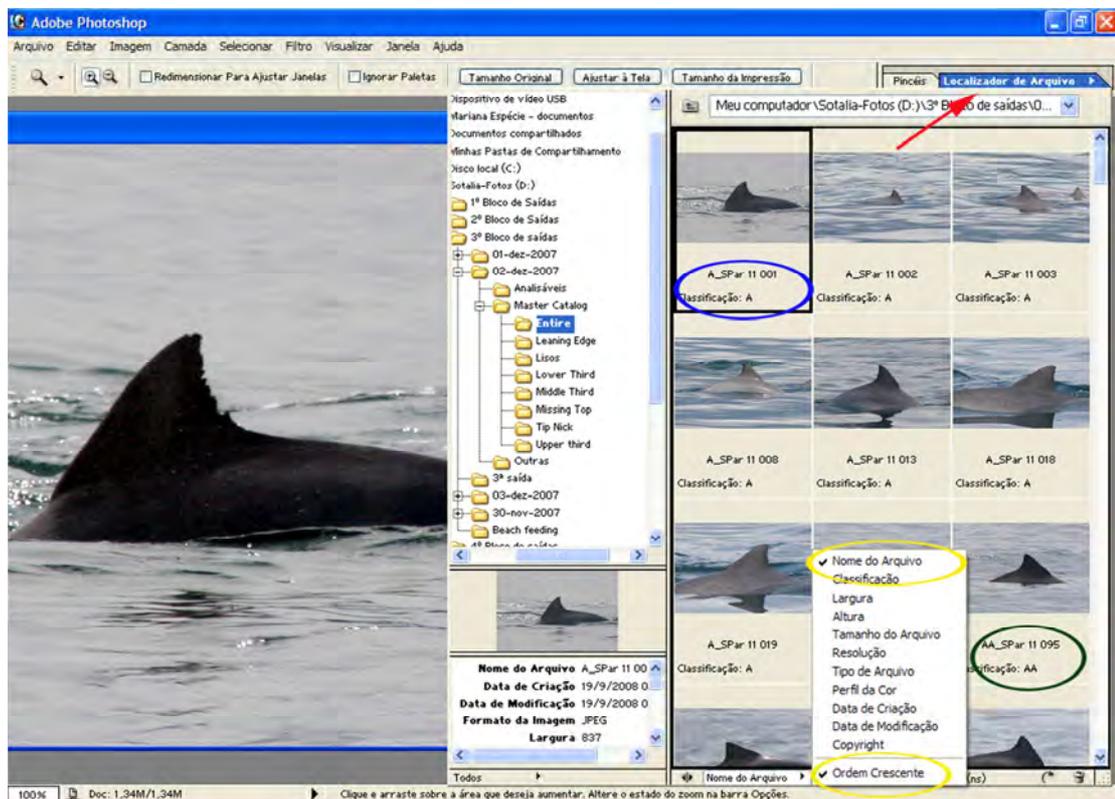


Figura 5 - Esquema de visualização da função Localizador de Arquivos do Adobe Photoshop 7.0.

Se a terceira foto desta subpasta fosse de um indivíduo diferente, ela recebia uma classificação diferente, B, e assim sucessivamente (Figura 5, círculo verde). Todas as subpastas da pasta Pré-catálogo passaram por esta etapa, exceto a subpasta *Liso*, já que ela contém fotos de indivíduos que não possuem nenhuma marca na nadadeira dorsal.

d) Catalogação – a última etapa deste processo consistiu na criação de um banco de dados visual (Catálogo de Referência) e um banco de dados no programa Microsoft Works™ contendo as seguintes informações sobre cada indivíduo: data de captura, tipo de marca, foto do catálogo e fotos onde este indivíduo apareceu. A pasta que continha as fotos do Catálogo de Referência foi criada com o auxílio dos programas *Adobe Photoshop 7.0* e *Visualizador de Imagens e Fax do Windows XP*. Dentro dela, havia as subpastas de acordo com os tipos de marca encontradas (exceto a subpasta *Lisos*). Após terem recebido a devida classificação, as fotos agrupadas de cada indivíduo presentes em cada subpasta da pasta Pré-catálogo eram comparadas entre si, de modo a encontrar a foto que apresentasse as melhores condições de luz, foco e posicionamento da nadadeira dorsal. Esta foto seria a escolhida para compor o Catálogo de Referência para este indivíduo. Assim, o arquivo referente a esta foto era copiado para a subpasta que define sua marca dentro da pasta Catálogo de Referência. Nesta etapa sempre foi respeitada a ordem crescente de classificação que as fotos receberam, i.e., seguindo a sequência A-Z, AA-AZ, e assim por diante. Cada novo indivíduo catalogado determinava um evento de *captura*, recebendo um *código definitivo* sequencial com três letras (que identificam a área de estudo, Paraty) seguidas por três dígitos, a saber, PAR XXX (PAR 001, PAR 002, PAR 003...). A partir do segundo dia de campo, houve a necessidade de comparar as fotos que foram tiradas no dia com as fotos que foram tiradas nas saídas

anteriores. A melhor fotografia de um indivíduo em uma avistagem era exibida no *Photoshop*, enquanto que as fotografias do Catálogo de Referência eram exibidas no *Visualizador de Fax e Imagens do Windows XP*. Com os dois programas abertos, as duas janelas eram postas uma ao lado da outra, possibilitando assim a comparação visual das fotos (Figura 6). Havendo a identificação de um indivíduo no dia da amostragem com a do Catálogo de Referência, considerava-se um evento de *recaptura*. Caso o animal ainda não tivesse sido encontrado no Catálogo de Referência, era considerado um evento de *captura* e sua foto era posteriormente adicionada ao Catálogo de Referência.

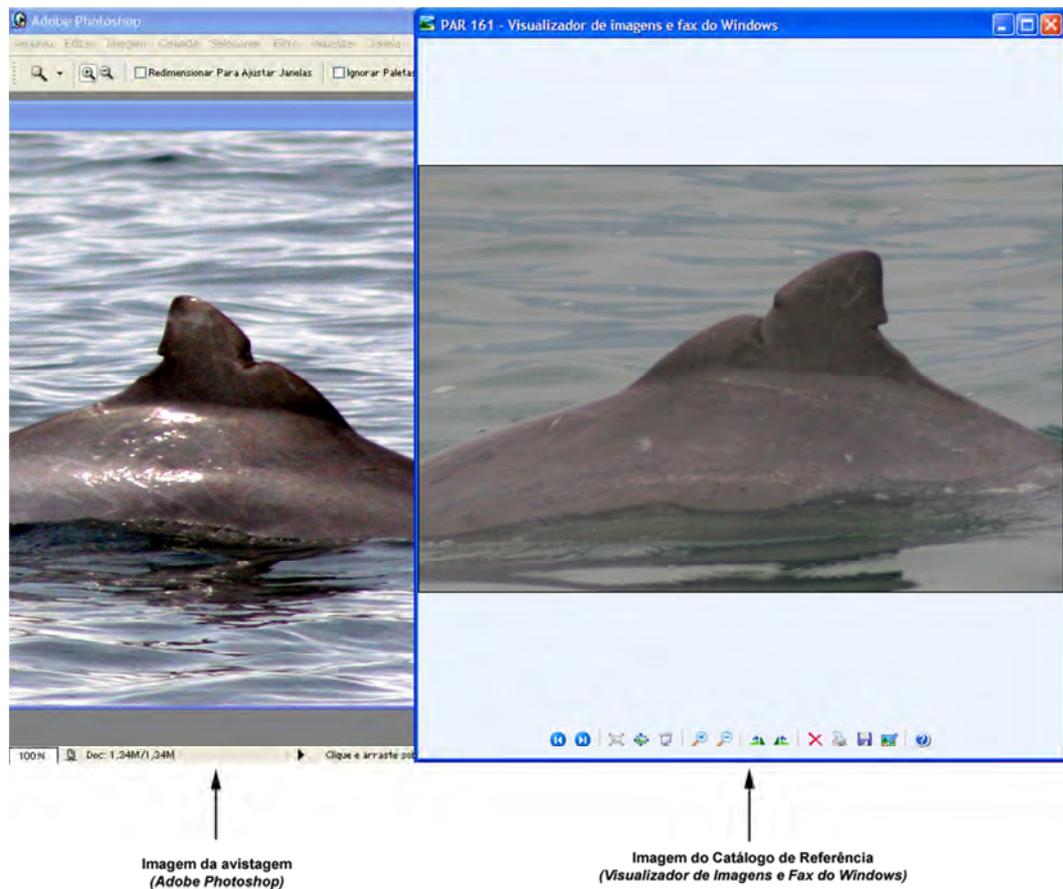


Figura 6 - Esquema mostrando parte do processo de catalogação. À esquerda, está sendo visualizada a melhor foto de um indivíduo em um dia de amostragem. À direita, tem-se a visualização da foto do mesmo indivíduo que já fazia parte do Catálogo de Referência. Trata-se, portanto, de uma recaptura.

No banco de dados do Microsoft Works™ foram acrescentadas informações sobre a data de captura, o tipo de marca que o boto possui, a foto utilizada no Catálogo de Referência e as demais fotos deste animal. Cada indivíduo registrado possui uma ficha contendo estas informações. A partir desta ficha, foi criada uma matriz de ausência e presença de todos os indivíduos capturados e recapturados ao longo de todo período amostral, o que serviu de base para a aplicação dos modelos de marcação-recaptura para populações abertas.

2.3 Marcação-recaptura no Programa MARK

O programa MARK foi usado neste estudo para realizar as estimativas do tamanho populacional e do número de animais entrando na população, através do modelo de Jolly-Seber, e as estimativas de sobrevivência e de probabilidade de captura dos indivíduos residentes e transientes através do modelo que considera o tempo após o registro do animal na área de estudo (*time since marking models*, que são uma adaptação do modelo de Cormack-Jolly-Seber). Os modelos gerados para cada metodologia foram comparados seguindo o Critério de Informação de Akaike (AIC). Aquele que apresentou AIC_c com menor valor, o peso de AIC_c com maior valor e o modelo com o menor número de parâmetros foi considerado o mais parcimonioso. Para corrigir a superdispersão dos dados, foi utilizado o $QAIC_c$ para comparar os modelos. O modelo escolhido apresentou menor valor de $QAIC_c$, maior peso de $QAIC_c$ e o menor número de parâmetros.

2.4 Jolly-Seber no Programa MARK

A importância do modelo de Jolly-Seber (JS) reside no fato de que é possível estimar, além da probabilidade de captura e sobrevivência, o tamanho populacional (N_i) e o número de indivíduos que entram na população entre as ocasiões amostrais (B_i) (SCHWARZ e ARNASON, 2010). O protocolo de amostragem do JS é o de capturar animais em cada uma das k ocasiões amostrais. Animais novos recebem uma identificação e são “devolvidos” à população. Animais previamente fotografados têm suas marcas identificadas e reconhecidas, sendo devolvidos também à população. O processo pelo qual animais novos são capturados, marcados e devolvidos à população é crucial para os modelos JS: são os pressupostos relacionados a este processo que permitem ao pesquisador estimar o recrutamento e o tamanho populacional.

Este modelo não faz distinção entre nascimentos e imigração, assim como entre mortes e emigração. Alguns pressupostos devem ser respeitados para que as estimativas não sejam consideradas tendenciosas, a saber:

- 1- Todos os animais vivos na população em uma determinada ocasião amostral têm a mesma probabilidade de serem capturados naquela ocasião (homogeneidade de captura);
- 2- Todos os animais marcados vivos na população em uma determinada ocasião amostral têm a mesma probabilidade de sobreviver até a ocasião amostral seguinte (homogeneidade de sobrevivência);
- 3- Animais marcados não perdem suas marcas e as marcas não são confundidas;
- 4- Os períodos amostrais devem ser curtos;
- 5- Toda emigração da população é considerada permanente.

De maneira geral, as estimativas são mais influenciadas quando há violação dos pressupostos 1 e 2 (NICHOLS, 2005). Para isso, é necessário verificar se os dados se ajustam ao modelo desejado, através de testes de *goodness-of-fit* (GOF), que serão detalhados mais adiante.

O programa MARK oferece as diversas variações do modelo de Jolly-Seber, como a formulação POPAN, modelo de recrutamento de Link-Barker e Pradel, Burnham Jolly-Seber, entre outros. O que muda entre um tipo e outro são os parâmetros considerados e as análises do tamanho populacional geradas. Neste estudo, foi utilizada a formulação POPAN, que foi proposta por Schwarz e Arnason (1996). Este modelo, além de considerar os parâmetros ϕ_i (sobrevivência) e p_i (captura), considera a existência de uma superpopulação (N) formada pelos indivíduos que em algum momento entrarão na população e o parâmetro b_i , que

representa a probabilidade de um animal da superpopulação N entrar na população entre as ocasiões i e $i+1$, como mostra a figura 7.

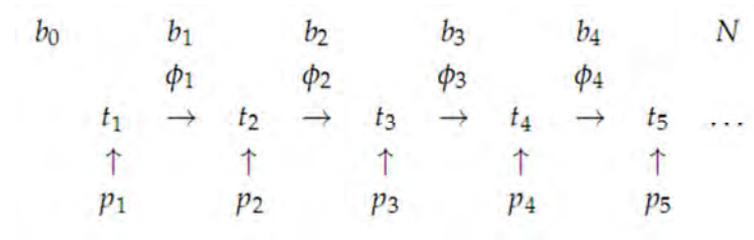


Figura 7 - Descrição dos parâmetros analisados pela formulação de POPAN. O parâmetro p_i representa a probabilidade de um indivíduo ser capturado na ocasião i ; ϕ_i representa a probabilidade de um indivíduo sobreviver da ocasião i até a ocasião $i+1$; e b_i representa a probabilidade de um animal da superpopulação (N) entrar na população entre as ocasiões i e $i+1$, sobrevivendo até $i+1$ (extraído de Schwarz e Arnason, 2010). t_1, t_2, \dots, t_5 representam as ocasiões amostrais.

Entretanto, nem todos os parâmetros são identificáveis quando a probabilidade de captura varia com o tempo (SCHWARZ e ARNASON, 2010), a saber: probabilidade de entrada de indivíduos e probabilidade de captura iniciais; entrada entre as ocasiões 1 e 2 (já que a probabilidade de entrada inicial não pode ser estimada). O MARK gera estimativas para todos os parâmetros acima, mas pode não haver significado biológico. Por este motivo, os parâmetros citados foram excluídos deste estudo.

Uma vez estimados os parâmetros p, ϕ, b e N , é possível determinar o número líquido de indivíduos entrando na população entre cada ocasião amostral (\hat{B}_i), que é calculado multiplicando o tamanho da superpopulação \hat{N} pela probabilidade de entrada de um indivíduo na população estimado para a ocasião em questão:

$$\hat{B}_i = \hat{N} \hat{b}_i$$

A formulação de POPAN também estima o tamanho da população em cada ocasião amostral (\hat{N}_i), através da seguinte equação:

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

Entretanto, as estimativas do tamanho populacional citadas acima consideram apenas os golfinhos que possuem marcas permanentes presentes na população. Nesse caso, é necessário verificar a proporção de indivíduos marcados para obter o tamanho total da população (incluindo golfinhos marcados e não marcados, ou *lisos*). O tamanho total da população foi calculado manualmente 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 da formulação de POPAN; θ 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 θ foi calculado. O intervalo de confiança de 95% para a estimativa total da população foi obtido por

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

Neste estudo foram construídos quatro modelos diferentes, todos considerando a probabilidade de um indivíduo entrar na população variando com o tempo ($\phi_t p_t b_i$; $\phi. p_t b_i$; $\phi_t p. b_i$; e $\phi. p. b_t$), que foram comparados seguindo os critérios descritos na seção 2.3.

2.5 Testes de *Goodness-of-fit*

Os testes de *goodness-of-fit* são importantes por validarem alguns dos pressupostos do modelo escolhido como o mais apropriado (PARRA *et al.*, 2006). Caso os dados se ajustem aos testes, diz-se que os pressupostos foram respeitados. Caso contrário, diz-se que há ausência de ajuste, indicando que o arranjo dos dados não atende às expectativas determinadas pelos pressupostos que suportam o modelo escolhido. A ausência de ajuste determinada pelos testes de GOF é interessante, pois traz à tona informações relevantes do ponto de vista biológico sobre os dados (COOCH e WHITE, 2010).

Neste estudo, os testes de GOF foram realizados através do programa U-CARE (CHOQUET *et al.*, 2005). Os testes são baseados em uma tabela de contingência (χ^2), objetivando testar se há independência entre as variáveis envolvidas. Existem dois testes principais realizados pelo programa U-CARE: o Teste 2, que testa o pressuposto de igual capturabilidade dos animais marcados; e o Teste 3, que testa o pressuposto de homogeneidade na sobrevivência. Além disso, o programa disponibiliza testes que verificam a presença de indivíduos transientes na amostra (PRADEL *et al.*, 1997) e testes que verificam a ocorrência de resposta comportamental de alguns indivíduos durante a captura (*trap-happiness* – indivíduos mais propensos à captura; *trap-shyness* – indivíduos que evitam a captura) (PRADEL, 1993). O resultado final do teste de GOF é dado pela soma do Teste 2 com o Teste 3, ao nível de significância de 95%.

Para corrigir a ausência de ajuste dos dados, é preciso ter uma medida de quanto de variação extra-binomial ocorre na amostra. A magnitude da superdispersão não é derivada

diretamente pelos testes de significância que estão disponíveis no U-CARE. Uma forma desenvolvida para quantificar a dispersão dos dados é medida pelo *fator de presunção da variância* (\hat{c}), que é obtido através da fórmula:

$$\hat{c} = \frac{\chi^2}{gl}$$

onde χ^2 é a soma dos resultados dos Testes 2 e 3 e gl indica os graus de liberdades considerados pelo teste de GOF. Valores de \hat{c} maiores que 1 indicam que os dados estão superdispersos. Neste caso, o valor de \hat{c} é utilizado para corrigir o valor de AIC_c , dando origem ao $QAIC_c$, que foi usado para comparar os modelos.

2.6 Modelos TSM: Uma Adaptação do Cormack-Jolly-Seber

Na maioria dos estudos baseados na técnica de marcação-recaptura de populações naturais, o pressuposto de homogeneidade de captura nem sempre é respeitado. Animais podem apresentar diferenças na capturabilidade, *p. ex.*, indivíduos adultos podem apresentar probabilidade de sobrevivência e de captura diferentes de um indivíduo jovem ou então a presença de indivíduos residentes e transientes na população influencia na probabilidade de captura de indivíduos (COOCH e WHITE, 2010). Levando em consideração estes fatores, Pradel *et al.* (1997) fizeram uma adaptação do modelo de Cormack-Jolly-Seber, que permite gerar estimativas da sobrevivência relativa e da probabilidade de captura considerando a presença de indivíduos transientes na população. Neste caso, a probabilidade de sobrevivência e de captura varia em função do tempo passado após o evento de marcação do indivíduo (*time since marking models*, ou simplesmente TSM).

Neste estudo, indivíduos transientes (ou não-residentes) foram aqueles vistos apenas uma vez ao longo de todo período amostral, podendo ter emigrado permanentemente da população ou ter morrido. Já os indivíduos residentes foram aqueles que foram marcados e permaneceram na população, sendo registrados mais de uma vez. A presença de indivíduos transientes e residentes é uma clara violação do pressuposto de igual capturabilidade dos modelos de CJS e JS, visto que os transientes (que possuem probabilidade de captura após o evento de marcação igual a zero) não possuem a mesma probabilidade de captura dos residentes (COOCH e WHITE, 2010). Portanto, diz-se que a população apresenta heterogeneidade entre seus indivíduos, em um ou mais parâmetros.

Neste estudo considerou-se haver heterogeneidade tanto na probabilidade de sobrevivência como na de captura de *Sotalia guianensis*. Os modelos foram construídos no MARK seguindo a estrutura exemplificada na Figura 8, que considera um estudo com cinco ocasiões amostrais, com quatro coortes diferentes. O termo “coorte” representa um critério adotado para agrupar os indivíduos que compartilham uma característica em comum. Neste exemplo, a coorte 1 refere-se ao grupo de indivíduos marcados na ocasião amostral 1, coorte 2 aos indivíduos marcados na ocasião 2 e assim sucessivamente. Para o parâmetro sobrevivência (ϕ), temos duas situações diferentes: ϕ_{M1} indica a probabilidade de um indivíduo sobreviver ao primeiro intervalo após a marcação (refere-se aos indivíduos transientes) e ϕ_{M2+} indica a probabilidade de um indivíduo sobreviver depois do primeiro intervalo após a marcação (refere-se aos indivíduos residentes).

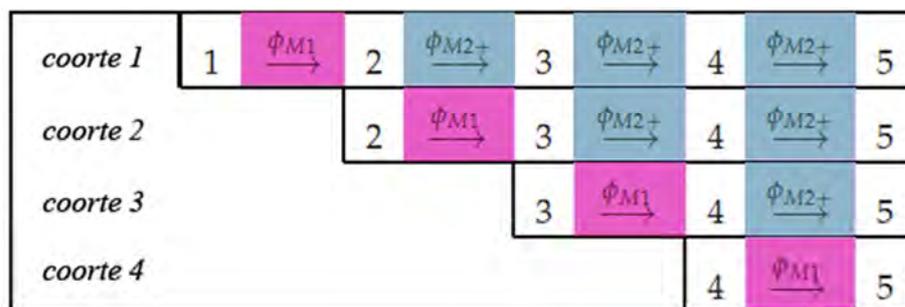


Figura 8 - Estrutura básica de um modelo TSM. As áreas sombreadas na cor rosa indicam a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos transientes, enquanto que as áreas sombreadas na cor azul indicam a probabilidade de sobrevivência dos indivíduos residentes (adaptado de Cooch e White, 2010).

Foram construídos quatro modelos considerando variação na probabilidade de captura e quatro modelos para a probabilidade de sobrevivência. As notações de cada modelo encontram-se detalhadas na Tabela 3.

Tabela 3- Descrição dos modelos TSM construídos, levando em consideração heterogeneidade tanto na probabilidade de captura como na probabilidade de sobrevivência.

Parâmetro	Modelo	Interpretação
Sobrevivência	$\phi_{M2-./} p_t$	2 classes de indivíduos marcados (M2) para a sobrevivência, ambas as classes constantes (./); probabilidade de captura variando com o tempo
	$\phi_{M2-t./} p_t$	2 classes de indivíduos marcados (M2) para a sobrevivência, com a primeira (transientes) variando com o tempo e a segunda (residentes), constante (t./); probabilidade de captura variando com o tempo
	$\phi_{M2-./t} p_t$	2 classes de indivíduos marcados (M2) para a sobrevivência, com a primeira (transientes) constante e a segunda (residentes) variando com o tempo (./t); probabilidade de captura variando com o tempo
	$\phi_{M2-t/t} p_t$	2 classes de indivíduos marcados (M2) para a sobrevivência, ambas as classes variando com o tempo (t/t); probabilidade de captura também variando com o tempo
Captura	$\phi. p_{M2-./}$	Sobrevivência constante ao longo do tempo; 2 classes de indivíduos marcados (M2) para a captura, ambas as classes constantes (./)
	$\phi. p_{M2-t./}$	Sobrevivência constante ao longo do tempo; 2 classes de indivíduos marcados (M2) para a captura, com a primeira (transientes) variando com o tempo e a segunda (residentes), constante (t./)
	$\phi. p_{M2-./t}$	Sobrevivência constante ao longo do tempo; 2 classes de indivíduos marcados (M2) para a captura, com a primeira (transientes) constante e a segunda (residentes) variando com o tempo (./t)
	$\phi. p_{M2-t/t}$	Sobrevivência constante ao longo do tempo; 2 classes de indivíduos marcados (M2) para a captura, ambas as classes variando com o tempo (t/t)

Todos os modelos construídos foram posteriormente comparados seguindo os critérios detalhados na seção 2.3 deste documento.

3 RESULTADOS

3.1 Coleta dos Dados e Foto-identificação

Entre Maio de 2007 e Março de 2010 foram realizadas 33 saídas de barco, que foram distribuídas em oito temporadas distintas. O intervalo entre uma temporada e outra variou entre 3 e 11 meses, permitindo a realização de estimativas baseadas em populações abertas. Os golfinhos foram avistados em 25 (76%) das 33 saídas realizadas, sendo observados em todas as temporadas pelo menos em uma saída de barco (Tabela 4).

Tabela 4 – Número de golfinhos capturados e recapturados em cada temporada na Baía da Ilha Grande.

Temporada	Número de capturas	Número de recapturas
1	93	0
2	142	49
3	146	113
4	81	132
5	25	63
6	4	10
7	17	46
8	28	94

De um total de 22.065 fotografias tiradas, 7.801 (35,4%) foram consideradas de qualidade ótima para a análise das marcas naturais. Ao total, 536 golfinhos foram foto-identificados ao longo de todo período amostral (Figura 9). De maneira geral, o número cumulativo de indivíduos identificados não diminuiu com o passar do tempo, indicando que a população esteve aberta durante o período amostral e/ou que indivíduos que antes não possuíam marcas naturais adquiriram-nas com o decorrer do estudo. Entretanto, a última hipótese não pareceu ocorrer na Baía da Ilha Grande, visto que todos os golfinhos fotografados possuíam marcas antigas em vez de marcas frescas. A taxa de descobrimento de novos indivíduos foi abrupta, com uma média de 21 ± 22 golfinhos adicionados ao catálogo por saída de campo.

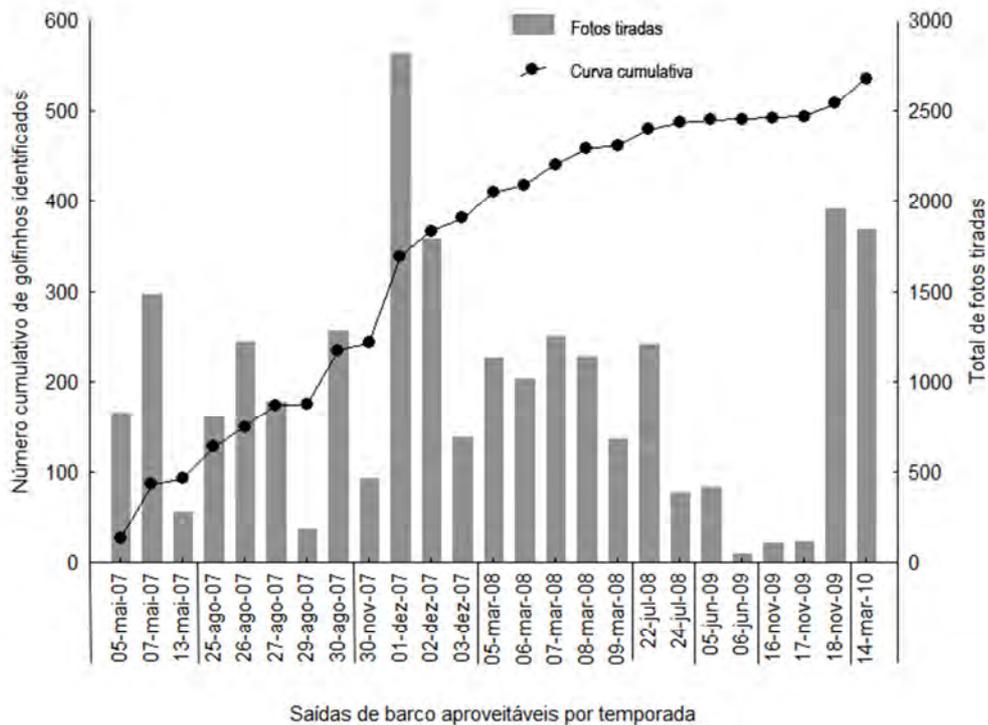


Figura 9 – Número cumulativo de indivíduos de *Sotalia guianensis* identificados entre Maio de 2007 e Março de 2010 na parte oeste da Baía da Ilha Grande. As barras representam o número de fotografias tiradas em cada saída de barco.

Dentre os golfinhos identificados, 236 (0,44) foram vistos apenas uma vez, sendo considerados como *transientes*. Os 300 indivíduos restantes (0,56) foram considerados *residentes*, sendo registrados duas ou mais vezes. Nenhum golfinho foi visto em sete e oito temporadas (Tabela 5).

Tabela 5 – Número de indivíduos de *Sotalia guianensis* transientes e residentes na área durante o período de estudo.

Classificação	Número de temporadas	Número de indivíduos
Transientes	1	236
Residentes	2	163
	3	80
	4	46
	5	9
	6	2

3.2 Estimativas Geradas pelo Modelo Jolly-Seber

Dentre os quatro modelos comparados, o que mais se ajustou aos dados foi o que considerou a sobrevivência relativa constante e a probabilidade de captura e de entrada de novos indivíduos variando ao longo do tempo (ϕ, p_t, b_t) (Tabela 6). O modelo foi escolhido seguindo o critério da parcimônia, com o menor valor de QAIC_c, maior peso de QAIC_c, verossimilhança igual a 1 e com o menor número de parâmetros.

Tabela 6 – Detalhamento dos valores de QAIC_c, pesos de QAIC_c, verossimilhança e número de parâmetros considerados para a escolha do modelo Jolly-Seber mais adequado.

Modelo	QAIC _c	Peso de QAIC _c	Verossimilhança do modelo	Número de parâmetros
ϕ, p_t, b_t	953,1966	0,99384	1,0000	16
ϕ_t, p_t, b_t	963,3641	0,00616	0,0062	22
ϕ_t, p, b_t	1031,1053	0,00000	0,0000	13
ϕ, p, b_t	1053,6044	0,00000	0,0000	7

A sobrevivência relativa de *S. guianensis* durante o período amostral foi constante ($0,975 \pm 0,005$). Entretanto, as probabilidades de captura e de entrada de novos indivíduos variaram com o tempo. A probabilidade de captura do boto-cinza variou entre 0,03 e 0,58. A probabilidade de entrada de novos indivíduos decresceu com o passar do tempo (Figura 10).

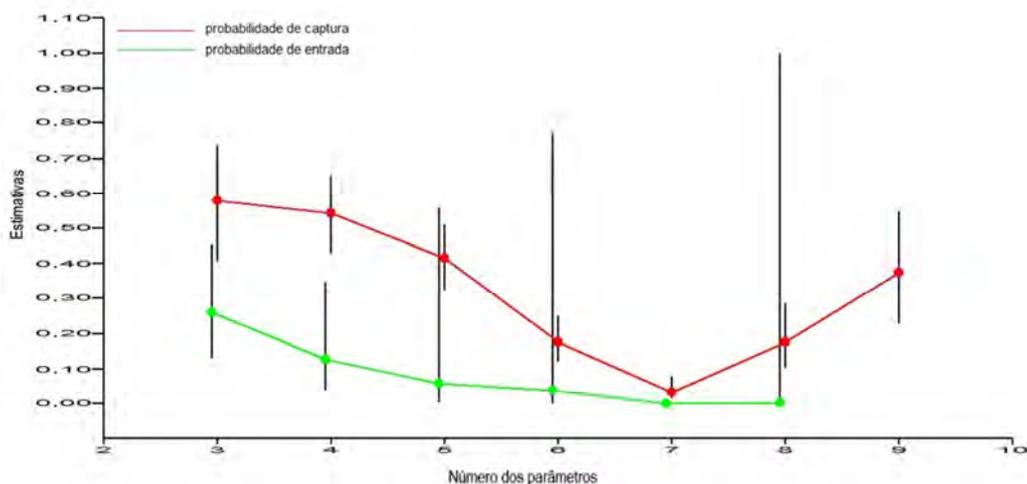


Figura 10 – Estimativa dos parâmetros “captura” e “entrada de novos indivíduos”. Barras pretas verticais indicam o intervalo de confiança para cada parâmetro.

A estimativa do tamanho populacional considerando apenas os golfinhos que apresentavam marcas naturais foi de 663 indivíduos, com intervalo de confiança (95%) variando entre 631 e 706 indivíduos. Entretanto, o número de golfinhos utilizando a área de estudo em cada temporada variou bastante (Tabela 7). A proporção de animais com marcas

permanentes na população foi de 0,51. O tamanho total da população, incluindo os animais sem marcas, foi estimado em 1.311 indivíduos, variando entre 1.232 e 1.389 golfinhos (IC 95%). O número líquido de golfinhos entrando na população variou entre 0 e 246 animais (Tabela 7).

Tabela 7 – Resumo das estimativas de abundância para *Sotalia guianensis* em cada temporada de acordo com o modelo ϕ, p, b, θ .

Temporada	Animais marcados				População total		
	p	\hat{N}_i	IC (95%)	$\hat{B}_i (\pm S)$	Θ	\hat{N}_T	IC (95%)
1	ne	ne	ne	ne	0,56	ne	ne
2	0,58	332	273 – 391	246 (± 30)	0,59	560	457 – 663
3	0,54	480	427 – 533	173 (± 36)	0,55	871	769 – 973
4	0,41	517	464 – 571	84 (± 31)	0,40	1.306	1.152 – 1.460
5	0,17	506	432 – 581	39 (± 37)	0,42	1.206	991 – 1.420
6	0,03	407	318 – 496	26 (± 36)	0,53	765	566 – 964
7	0,18	358	265 – 450	0 (± 0)	0,54	665	485 – 844
8	0,37	325	240 – 410	2 (± 25)	0,47	700	506 – 893

Temporadas 1 e 6 – outono; temporadas 2 e 5 – inverno; temporadas 3 e 7 – primavera; temporadas 4 e 8 – verão. Notações: p = probabilidade de captura; \hat{N}_i = estimativa do número de animais marcados na população na ocasião i ; IC = intervalo de confiança; \hat{B}_i = número de golfinhos entrando na população na ocasião i ; S = desvio padrão; Θ = proporção de animais marcados na população; \hat{N}_T = estimativa do tamanho total da população na ocasião i ; ne = não estimado.

3.3 Validação dos Pressupostos: Testes de GOF

Os testes de *goodness-of-fit* são importantes por validarem os pressupostos dos modelos de Jolly-Seber. Os resultados do Teste 2 indicaram que os indivíduos de *Sotalia guianensis* apresentaram heterogeneidade de captura ao longo do período amostral ($\chi^2 = 30,7453$; $p = 0,00001$; $gl = 5$). Entretanto, não ficou evidente a heterogeneidade de sobrevivência na população ($\chi^2 = 4,5671$; $p = 0,6004$; $gl = 6$). Considerando a análise gerada pelos dois testes em conjunto (Teste 2 + Teste 3), fica evidente que houve violação dos pressupostos ($\chi^2 = 51,8904$; $p = 0,0002$; $gl = 21$). A correção para a ausência do ajuste (\hat{c}) foi feita. Os modelos foram comparados considerando $\hat{c} = 2,41$, o que indica que os dados estão superdispersos. Portanto, foram utilizados como referência os valores de QAIC_c.

Os testes para transiência evidenciaram a presença de indivíduos transientes na população ($Z = 1,8552$; $p = 0,0318$; $gl = 6$). Os testes que verificam a influência de respostas comportamentais aos dados coletados indicam a presença de indivíduos mais propensos à captura que outros (*trap-happiness*) ($Z = -3,7656$; $p = 0,0002$; $gl = 5$). Nesse caso, as análises geradas pelo modelo de Jolly-Seber podem não ser representativas da população, havendo necessidade de se aplicar um modelo que melhor se adeque aos dados. Por este motivo, os modelos TSM foram aplicados para retratar a realidade encontrada para a população de *S. guianensis* na parte oeste da Baía da Ilha Grande.

3.4 Transientes vs. Residentes: Modelos TSM

Dentre os quatro modelos comparados para o parâmetro sobrevivência, o que mais se ajustou aos dados foi o que considerou a sobrevivência relativa dos indivíduos transientes e dos residentes constante e a probabilidade de captura variando ao longo do tempo ($\phi_{M2-.}. p_t$) (Tabela 8). O modelo foi escolhido seguindo o critério da parcimônia, com o menor valor de QAIC_c, maior peso de QAIC_c, verossimilhança igual a 1 e com o menor número de parâmetros.

Tabela 8 - Detalhamento dos valores de QAIC_c, pesos de QAIC_c, verossimilhança e número de parâmetros considerados para a escolha do modelo TSM (com duas classes para sobrevivência) mais adequado.

Modelo	QAIC _c	Peso de QAIC _c	Verossimilhança do modelo	Número de parâmetros
$\phi_{M2-.}. p_t$	919,1293	0,96712	1,0000	9
$\phi_{M2-t}. p_t$	926,6267	0,02277	0,0235	14
$\phi_{M2-.t} p_t$	928,3542	0,00960	0,0099	14
$\phi_{M2-tt} p_t$	934,2572	0,00050	0,0005	18

De acordo com o modelo $\phi_{M2-.}. p_t$, a sobrevivência relativa dos indivíduos transientes ($0,95 \pm 0,01$) foi ligeiramente menor do que a dos indivíduos residentes ($0,98 \pm 0,01$), não apresentando diferenças estatisticamente significativas (ver Teste 3 GOF, seção 3.3). A probabilidade de captura de *S. guianensis* variou entre 0,03 e 0,61 (Figura 11).

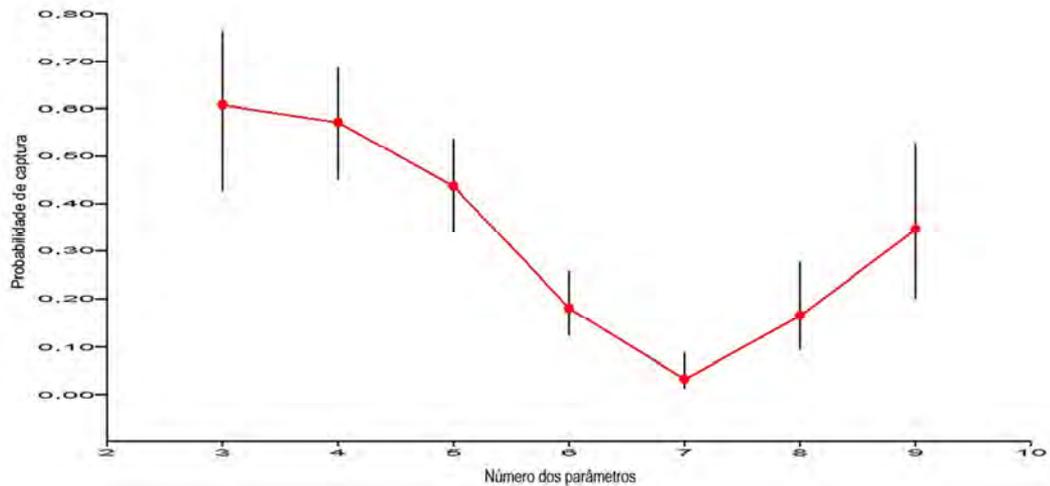


Figura 11 - Estimativa da probabilidade de captura de *Sotalia guianensis* na Baía da Ilha Grande. Barras pretas verticais indicam o intervalo de confiança para cada parâmetro.

Como o Teste 2 (GOF, ver seção 3.3) indicou heterogeneidade na probabilidade de captura entre indivíduos de *S. guianensis*, considerou-se a existência de duas classes (transientes e residentes) para o parâmetro captura. Dos quatro modelos comparados, o que mais se ajustou aos dados foi o que apontou sobrevivência relativa constante, probabilidade

de captura dos transientes constante e probabilidade de captura dos residentes variando com o tempo (Tabela 9). O modelo foi escolhido seguindo o critério da parcimônia, com o menor valor de QAIC_c, maior peso de QAIC_c, verossimilhança igual a 1 e com o menor número de parâmetros.

Tabela 9 - Detalhamento dos valores de QAIC_c, pesos de QAIC_c, verossimilhança e número de parâmetros considerados para a escolha do modelo TSM (com duas classes para captura) mais adequado.

Modelo	QAIC _c	Peso de QAIC _c	Verossimilhança do modelo	Número de parâmetros
$\phi. p_{M2-t}$	896,7894	0,98854	1,0000	8
$\phi. p_{M2-t/t}$	905,7049	0,01146	0,0116	14
$\phi. p_{M2-t/}$	969,4741	0,00000	0,0000	9
$\phi. p_{M2-./}$	977,7059	0,00000	0,0000	3

Segundo o modelo $\phi. p_{M2-t/}$, a sobrevivência relativa de *S. guianensis* na área de estudo foi estimada em $0,97 (\pm 0,01)$. A probabilidade de encontrar indivíduos transientes na área de estudo foi constante ($0,58 \pm 0,06$), enquanto que a probabilidade de captura dos indivíduos residentes variou entre 0,03 e 0,54 (Figura 12).

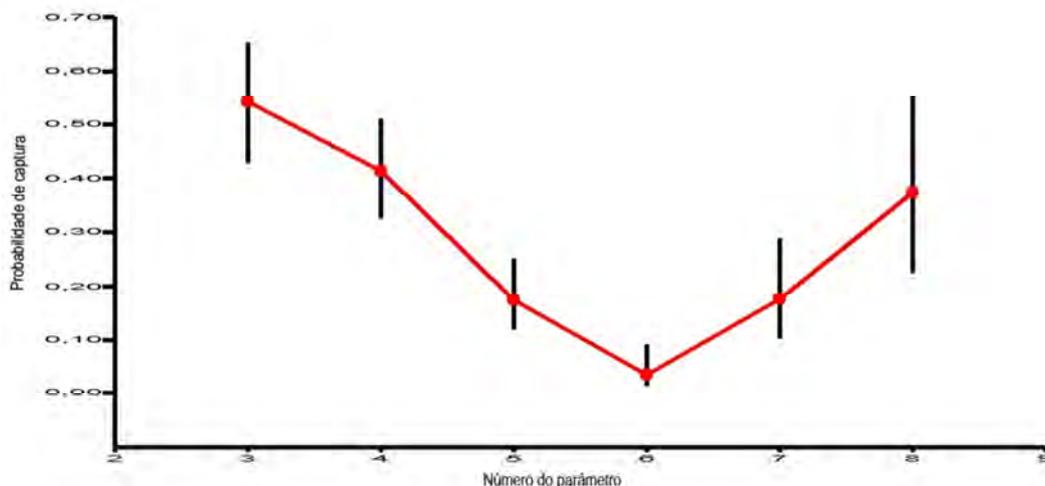


Figura 12 - Estimativa da probabilidade de captura para os indivíduos residentes de *Sotalia guianensis* na Baía da Ilha Grande. Barras pretas verticais indicam o intervalo de confiança para cada parâmetro.

4 DISCUSSÃO

Métodos de marcação-recaptura para populações abertas geram estimativas mais realistas que os métodos desenvolvidos para populações fechadas, uma vez que a maioria das populações animais sofre constantes mudanças no tamanho devido a nascimentos, mortes, imigração e emigração (KREBS, 1999). Neste estudo, a população de *Sotalia guianensis* da Baía da Ilha Grande foi considerada aberta devido ao registro de grandes agregações para a área (LODI e HETZEL, 1998), havendo variação no tamanho dos grupos entre as estações do ano (LODI, 2003) e à presença de uma proporção elevada de indivíduos não-residentes à área de estudo (ESPÉCIE *et al.*, 2010).

Entretanto, para que as estimativas sejam precisas, faz-se necessário o cumprimento dos pressupostos que validam o modelo adotado. Apesar de este estudo ter sido planejado visando cumprir os pressupostos exigidos pelo modelo de Jolly-Seber, observou-se que alguns pressupostos foram violados. Cada violação tem um efeito nas estimativas geradas, conforme será discutido a seguir:

1- *Homogeneidade de captura – todos os animais vivos na população em uma determinada ocasião amostral têm a mesma probabilidade de serem capturados naquela ocasião.* Este é considerado o principal pressuposto do modelo JS, que assume que tanto os animais novos como os animais já marcados possuem a mesma probabilidade de captura. Quando há sua violação, as estimativas do tamanho populacional tendem a ser menores (POLLOCK e ALPIZAR-JARA, 2005). A violação deste pressuposto foi evidente neste estudo, como mostra o Teste 2 (ver seção 3.4 do item Resultados). A heterogeneidade de captura parece ser mais regra que exceção nas populações biológicas, havendo diferentes causas para tal fenômeno (ver KREBS, 1999). A presença de indivíduos transientes e residentes durante o período amostral e a posição da embarcação em relação aos grupos de golfinhos foram os fatores que mais influenciaram na heterogeneidade de captura neste estudo. A presença de indivíduos transientes na população foi evidenciada pelos testes de transiência realizados. Neste caso, os indivíduos residentes apresentaram probabilidade de captura superior a dos indivíduos transientes. Tal fato também é suportado pelo resultado do teste de resposta comportamental realizado, que indicou haver a presença de indivíduos mais propensos à captura que outros (*trap-happiness*). A foto-identificação é uma técnica considerada pouco estressante para o animal, visto que não há manipulação direta do mesmo para fins de captura (HAMMOND *et al.*, 1990). Portanto, os motivos pelos quais alguns golfinhos foram mais capturados que outros devem estar mais relacionados com o uso da área do que com a técnica adotada. O presente estudo cobriu uma área delimitada de aproximadamente 190 km² da parte oeste da Baía da Ilha Grande, tendo como base os levantamentos preliminares realizados por Lodi (2003) e as condições físicas da embarcação (cujo motor não era muito potente). Tal fato interferiu negativamente no deslocamento pela área de estudo durante o trabalho de campo e, se alguns golfinhos exibiram preferências por alguma área em particular que não pôde ser devidamente amostrada, então a estimativa de abundância também foi negativamente influenciada.

2- *Homogeneidade de sobrevivência - todos os animais marcados vivos na população em uma determinada ocasião amostral têm a mesma probabilidade de sobreviver até a ocasião amostral seguinte.* Este pressuposto também é relevante para os modelos para populações abertas e sua violação gera estimativas menores do que realmente são do tamanho

populacional. Em populações naturais, é sabido que nem todos os indivíduos possuem a mesma probabilidade de sobrevivência (POLLOCK *et al.*, 1990). Indivíduos recém-nascidos ou juvenis, por exemplo, possuem probabilidades de sobrevivência menores que indivíduos adultos. Este pressuposto não foi violado neste estudo, conforme indica o Teste 3 (ver seção 3.4 do item Resultados). De maneira geral, as marcas naturais encontradas na nadadeira dorsal dos golfinhos são decorrentes das atividades diárias dos botos e da socialização entre os indivíduos. A maioria dos indivíduos que apresentaram marcas naturais neste estudo possuía tamanho de um golfinho na idade adulta. Dessa forma, os indivíduos jovens foram automaticamente excluídos das estimativas de sobrevivência relativa da população.

3- *Animais marcados não perdem suas marcas e as marcas não são confundidas.* A violação deste pressuposto resulta em uma superestimativa do tamanho populacional (McDONALD *et al.*, 2003). As marcas naturais que os cetáceos possuem na nadadeira dorsal (como cortes, entalhes e mutilações) são consideradas permanentes, visto que o tecido aparentemente não se regenera (HAMMOND *et al.*, 1990; WILSON *et al.*, 1999). Por este motivo, este pressuposto não foi violado neste estudo. Além disso, para evitar identificações erradas, foram utilizadas apenas fotos de qualidade “ótima” e “excelente”. Todo o processo de catalogação ficou sob a responsabilidade de um observador experiente, garantindo consistência no reconhecimento dos indivíduos e na classificação das fotografias.

4- *Os períodos amostrais devem ser curtos.* Este pressuposto é importante por evitar que haja mudanças na população dentro de cada ocasião amostral, o que poderia introduzir alguma heterogeneidade na amostragem. A violação deste pressuposto resulta em superestimativa do tamanho populacional. A duração de cada ocasião amostral foi curta (2 – 8 dias) se comparado com a longevidade da espécie. Por isso, este pressuposto não foi violado neste estudo.

5- *Toda emigração da população é considerada permanente.* Por definição nos modelos JS, a estimativa do número de animais marcados depende do número de animais capturados antes e depois da ocasião amostral i , mas não em i . Portanto, para que as estimativas dos modelos de JS sejam válidas, é importante que os animais estejam presentes em i quando eles não foram capturados. Neste caso, diz-se que houve emigração temporária. As probabilidades de captura neste estudo variaram ao longo das ocasiões amostrais, a maioria apresentando estimativas inferiores a 0,50, indicando que este pressuposto foi violado.

O número de novos indivíduos de *S. guianensis* entrando na população diminuiu com o passar do tempo, sugerindo que a maior parte da população foi identificada. A sobrevivência relativa da espécie no local é alta, indicando haver o uso recorrente da área pelos golfinhos. Apesar do esforço no planejamento do trabalho de campo e do conhecimento das particularidades já descritas para esta população, as estimativas do tamanho populacional geradas por este estudo estão subestimadas, devido à violação de dois importantes pressupostos. Como nenhum estudo sobre abundância populacional foi realizado na área de estudo até o presente, as estimativas aqui apresentadas têm considerável importância para o delineamento de estratégias conservacionistas para o boto-cinza no local. Os resultados obtidos indicam que a parte oeste da Baía da Ilha Grande abriga um grande número de indivíduos de *Sotalia guianensis*, estimado em 1.311 animais (IC 95% 1.232 - 1.389), havendo variações na abundância de acordo com a estação do ano.

Poucos estudos sobre abundância populacional da espécie em outras localidades foram realizados até o presente. Dentre os que utilizaram a técnica de marcação-recaptura, todos consideram modelos para populações fechadas. O número de golfinhos que compõem a

população da Baía de Guanabara (RJ) está compreendido entre 69 e 75 indivíduos (PIZZORNO, 1999). No complexo estuarino de Cananeia-Paranaguá (SP), a população de boto-cinza está estimada entre 290 – 360 indivíduos (SANTOS e ZERBINI, 2006). Cremer *et al.* (2006), utilizando técnicas de transecção linear, estimaram a população de *S. guianensis* da Baía da Babitonga (SC) em 154 indivíduos, com intervalo de confiança entre 71 – 332 animais. Um elevado número de indivíduos foi registrado na Baía de Sepetiba, com a população de botos estimada entre 1.004 e 1.057 indivíduos (NERY, 2008).

A violação dos pressupostos do modelo JS motivou a busca por outro modelo que melhor explicasse o panorama observado para a população de *S. guianensis* na parte oeste da Baía da Ilha Grande. Como os testes de transiência revelaram uma elevada proporção de indivíduos transientes na população, o modelo TSM foi adotado. Por ser uma adaptação do modelo CJS, os modelos TSM são considerados menos rigorosos em relação ao pressuposto de homogeneidade de captura, já que ela é válida apenas para os animais já marcados (COOCH e WHITE, 2010). Além disso, a emigração temporária pode ocorrer na população entre os indivíduos residentes e é assumida a presença de indivíduos transientes na população (PRADEL *et al.*, 1997).

Uma alta proporção de indivíduos transientes aparenta ser uma característica comum para populações animais (SANDERCOCK, 2006), sendo investigadas mais detalhadamente em populações de aves canoras (ROSENBERG *et al.*, 1999; NOTT e DeSANTE, 2002; MILLER *et al.*, 2003) e de tartarugas marinhas (CHALOUPKA e LIMPUS, 2002). A ocorrência de indivíduos transientes é bastante comum também em populações de cetáceos (NEUMANN, 2001; ZOLMAN, 2002; NERY *et al.*, 2008a), porém nenhum estudo ainda foi disponibilizado com a abordagem dos modelos TSM.

Os resultados dos modelos TSM considerando duas classes para o parâmetro sobrevivência indicaram que, devido aos altos valores registrados, a área é intensamente utilizada tanto pelos indivíduos residentes como pelos transientes. A permanência de *Sotalia guianensis* ao longo dos anos na parte oeste da Baía da Ilha Grande ocorre devido à variedade de microhabitats, à biodiversidade de presas, às águas protegidas e rasas e à ausência de predadores (LODI, 2003). A probabilidade de encontrar indivíduos transientes na área de estudo foi constante, o que indica que a baía recebe um influxo constante desses indivíduos, provavelmente oriundos de áreas adjacentes.

A probabilidade de encontrar indivíduos residentes variou na área de estudo de acordo com a ocasião amostral. É provável que estes animais sejam, em sua maioria, fêmeas com filhotes, visto que a presença de grupos compostos por indivíduos adultos e filhotes na área foi elevada (94,4%, Rodrigo Tardin, comunicação pessoal). Logo, golfinhos residentes foram mais propensos à captura que os transientes, justificando os resultados indicados pelos testes de resposta comportamental.

Mudanças regulares ou sistemáticas na qualidade e abundância dos recursos de um habitat influenciam bastante na distribuição dos indivíduos de uma população, que respondem a essas flutuações com mudanças no tamanho populacional e na utilização do habitat (FRETWELL, 1972). No ambiente marinho, alterações na disponibilidade de recursos influenciam todos os níveis tróficos, desde plânctons até predadores de topo de cadeia (CROXALL, 1992). Mudanças sazonais na abundância e distribuição espacial dos delfínidos têm sido relacionadas a vários aspectos, como variações da maré (MENDES *et al.*, 2002), competição interespecífica (WEIR *et al.*, 2007), temperatura da água (REILLY, 1990; BARCO *et al.*, 1999; KARCZMARSKI *et al.*, 1999), disponibilidade de presas

(SIRGUNJÓNSSON e VIKINGSSON, 1997; WILSON *et al.*, 1997; GRIFFIN e GRIFFIN, 2004; WEDEKIN *et al.*, 2007) e fuga de predadores (HEITHAUS e DILL, 2002).

No caso de *Sotalia guianensis*, em um estudo realizado com a população que habita a Baía Norte (SC), há uma forte variação temporal no tamanho das áreas de vida entre as estações secas (outono e inverno) e as chuvosas (primavera e verão) (WEDEKIN *et al.*, 2007). Segundo os autores, a área de vida é maior durante a estação seca e menor durante a chuvosa. Tal fato estaria diretamente relacionado com a disponibilidade de recursos na região, principalmente os alimentares, e influencia diretamente na probabilidade de captura dos golfinhos. Nenhum estudo sobre a área de vida foi realizado até o presente na Baía da Ilha Grande. Entretanto, Lodi (2003) observou, através da contagem direta de indivíduos, variações no tamanho dos grupos de botos da Baía da Ilha Grande, sendo que a área é utilizada principalmente para condutas de alimentação. Predadores, em especial fêmeas com filhotes, usam o habitat de maneira a maximizar seu sucesso de forrageamento, que é uma função da densidade de presas, nível de competição e o risco inerente do habitat (DUPUCH *et al.*, 2009). Dessa forma, a probabilidade de captura dos indivíduos residentes (em sua maioria, fêmeas) pode ter variado em função da oferta de recursos na baía, favorecendo a emigração temporária para localidades adjacentes onde os recursos estejam mais abundantes.

Grandes agregações do boto-cinza são comuns no litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, conforme indicam os resultados deste estudo e o de Nery (2008) para a Baía de Sepetiba. Além disso, a ausência de barreiras geográficas, as características hidrológicas e fisiográficas similares para as duas baías, a oferta de recursos tróficos e abrigo contra predadores em ambas e a proximidade entre as duas localidades (aproximadamente 70 km) tornam possível um constante deslocamento de indivíduos entre as baías citadas. A confirmação desta hipótese seria possível através da realização de pesquisas baseadas no modelo robusto de Pollock envolvendo as duas localidades (por admitir o deslocamento de indivíduos entre as áreas estudadas) ou ainda investigações sobre a área de vida de *Sotalia guianensis* nas duas localidades. Tais informações elucidariam aspectos importantes para a conservação da espécie, inserindo a dinâmica desta população num contexto ecológico mais preciso.

Poucas informações sistematizadas sobre o atual estado de conservação da Baía da Ilha Grande estão disponíveis até o presente, contrastando com a relevância da região como importante polo turístico, portuário, naval e pesqueiro para o Estado do Rio de Janeiro. De maneira geral, as regiões costeiras sofrem fortes pressões antrópicas devido ao adensamento populacional humano, ao uso dos recursos naturais e aos esgotamentos sanitário e industrial (CREED e OLIVEIRA, 2007). Diversas atividades antrópicas são desenvolvidas na Baía da Ilha Grande, com destaque para três com maior impacto na região: 1- urbanização e poluição decorrente do despejo de esgotos domésticos; 2- atividades industriais; e 3- turismo (CREED e OLIVEIRA, 2007). De acordo com os mesmos autores, a Baía da Ilha Grande apresenta regiões com variações de pressão antrópica distintas, sendo registrados na parte oeste os menores índices de impacto ambiental.

Populações de golfinhos costeiros, como o boto-cinza, são expostas de diferentes formas aos variados tipos de perturbações ambientais (DI BENEDITTO *et al.*, 2001). Dentre elas, destacam-se a perda e degradação de habitat; a poluição química por esgotos orgânicos, óleo, produtos tóxicos, organopersistentes e metais pesados; o tráfego de embarcações; a sobrepesca de recursos estuarinos e marinhos e as interações negativas com artefatos de pesca (NORSE, 1993). Na Baía da Ilha Grande há a ocorrência de 46 indivíduos (8,6%) com ferimentos e cicatrizes decorrentes da interação negativa com redes e outros artefatos de pesca

e colisão com embarcações (Felipe Torres, comunicação pessoal). Além disso, poucos animais foto-identificados apresentavam indícios de doenças de pele não identificadas (observação pessoal). Tais fatos sugerem que a população encontra-se, ainda que num nível baixo, exposta a estes riscos, embora não se saiba precisamente quais são os efeitos a longo prazo dessas atividades na sobrevivência desses animais. Apesar do pequeno número de indivíduos afetados, há a preocupação de que com o aumento dessas atividades, haja também um aumento da incidência dessas interações negativas.

De certa forma, o panorama encontrado na parte oeste da Baía da Ilha Grande parece ser favorável para a permanência de *Sotalia guianensis* no local. Contudo, o mesmo não pode ser dito para as áreas adjacentes, que se encontram bastante alteradas em função do acelerado desenvolvimento econômico observado nos últimos anos, como é o caso das áreas central e leste da Baía da Ilha Grande (CREED e OLIVEIRA, 2007) e da Baía de Sepetiba (MUEHE e VALENTINI, 1998). A população de boto-cinza da Baía de Sepetiba, por exemplo, apresenta 5% dos seus indivíduos com ferimentos decorrentes da interação negativa com embarcações e artefatos de pesca (NERY *et al.*, 2008b), assim como uma moderada incidência de golfinhos com infecções de pele ativas e latentes (VAN BRESSEM *et al.*, 2007).

Dentre as metas previstas no Plano de Ação para a Conservação de Cetáceos para *Sotalia guianensis* estão: 1- a identificação de ameaças potenciais; e 2- a avaliação da viabilidade das populações da espécie ao longo da costa brasileira (CRESPO, 2006). Além disso, o IBAMA (2001), em publicação oficial, determinou a realização de estudos que esclareçam diversos parâmetros populacionais, preferencialmente obtidos em áreas representativas dos diferentes habitats utilizados pela espécie. Os resultados gerados pelo presente estudo trazem informações essenciais para o melhor conhecimento da biologia de *Sotalia guianensis*, reportando a presença de uma elevada proporção de golfinhos transientes e de outros que emigram temporariamente da área estudada. Aliado a isto, tem-se o elevado número de indivíduos habitando o litoral sul do Estado do Rio de Janeiro, constituindo uma importante fonte de diversidade genética para a espécie como um todo. Considerando estes fatos e o crescente desenvolvimento urbano na região, um plano conservacionista para a espécie no local faz-se necessário, devendo incluir as prováveis áreas adjacentes.

5 CONCLUSÕES

As estimativas geradas pelos modelos para populações abertas revelaram informações interessantes sobre a dinâmica da população de *Sotalia guianensis* na parte oeste da Baía da Ilha Grande.

Considerando as análises geradas pelo modelo de Jolly-Seber, conclui-se que:

1- A área abriga a maior população já registrada para a espécie, podendo ser ainda maior do que o estimado por este estudo (entre 1.232 e 1.389 indivíduos).

2- As estimativas do tamanho populacional determinadas foram negativamente influenciadas pela elevada proporção de indivíduos transientes na população (0,44) e pela emigração temporária exibida por alguns indivíduos residentes.

Considerando as análises geradas pelos modelos TSM, que admitem a ocorrência de indivíduos transientes na população, conclui-se que:

1- A sobrevivência relativa de golfinhos transientes e residentes é constante, apresentando valores elevados.

2- A probabilidade de encontrar indivíduos residentes na população variou com o tempo, enquanto que a de encontrar indivíduos transientes foi constante. É provável que os indivíduos residentes sejam, em sua maioria, fêmeas que utilizam a área para alimentação e cria dos filhotes. Tal fato é corroborado pelo elevado número de grupos contendo filhotes no decorrer deste estudo.

3- As baixas probabilidades de captura registradas indicam que há o deslocamento de indivíduos residentes para localidades adjacentes, provavelmente em busca de maior oferta de recursos quando os mesmo estão escassos na parte oeste da Baía da Ilha Grande. As similaridades hidrológicas e fisiográficas, a ausência de barreiras geográficas e o elevado número de indivíduos da espécie também registrado para a Baía de Sepetiba em estudos anteriores sugere que haja a conectividade de indivíduos entre as duas baías.

4- A realização de estudos que efetivamente comprovem a hipótese acima forneceria subsídios para a implementação de um plano de conservação para a espécie, incluindo suas características e necessidades considerando toda a região do litoral sul do Estado do Rio de Janeiro.

Sumarizando, a parte oeste da Baía da Ilha Grande representa um importante habitat para a população de *Sotalia guianensis*, que utiliza a área para fins reprodutivos, alimentares e para a cria de filhotes. A presença de uma elevada proporção de filhotes e juvenis na área garante a viabilidade desta população em gerações futuras, desde que as condições ambientais sejam favoráveis para isto. A intensificação das atividades antrópicas na parte oeste da Baía da Ilha Grande pode interferir neste processo, representando uma constante ameaça à conservação de *S. guianensis* no local. A continuidade dos esforços de pesquisa no local, incluindo o monitoramento frequente do tamanho da população, portanto, faz-se necessária.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON INFORMATION THEORY, 2., 1973, Budapeste. **Proceedings...** Budapeste: Akadèmiai Kiadi, 1973. p. 267-281.
- AZEVEDO, A.F.; LAILSON-BRITO Jr., J.; CUNHA, H.A.; VAN SLUYS, M. Site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, V.6, p.265-268, 2004.
- AZEVEDO, A.F.; OLIVEIRA, A.M.; VIANA, S.C.; VAN SLUYS, M. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, V.87, p.201–205, 2007.
- BALLANCE, L.T. Residence patterns, group organization and surface associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R.R. (Eds.). **The bottlenose dolphin**, San Diego: Academic Press, 1990. p. 267-284.
- BARCO, S.G.; SWINGLE, W.M.; HARRIS, R.N.; PABST, D.N. Local abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the nearshore waters of Virginia Beach, Virginia. **Marine Mammal Science**, V.15, n.2, p.394-408, 1999.
- 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**, V.138, p.36-41, 1991.
- 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**, V.108, p.281–287, 2002.
- BUCKLAND, S.T.; BURNHAM, K.P.; AUGUSTIN, N.H. Model selection: an integral part of inference. **Biometrics**, V.53, p.603-618, 1997.
- BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. **Model selection and inference: a practical information-theoretical approach**. New York: Springer-Verlag, 1998. 353 p.
- CHALOUPKA, M.Y.; LIMPUS, C.J. Survival probability estimates for the endangered loggerhead sea turtle resident in southern Great Barrier Reef waters. **Marine Biology**, V.140, p.267-277, 2002.
- CHOQUET, R.; REBOULET, A.M.; LEBRETON, J.D.; GIMENEZ, O.; PRADEL, R. **U-CARE 2.2 User's manual**. Montpellier: CEFE, 2005. 53 p.
- CONNOR, R.C.; MANN, J.; TYACK, P.; WHITEHEAD, H. The social lives of whales and dolphins. In: MANN, J.; CONNOR, R.C.; TYACK, P.; WHITEHEAD, H. (Eds.) **Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales**, Chicago and London: The University of Chicago Press, 2000. p.1-6.

- COOCH, E. G.; WHITE, G.C. **Program MARK: a gentle introduction**. 9. ed. Ft. Collins: Colorado State University, 2010. 837p.
- CORMACK, R.M. Estimates of survival from the sightings of marked animals. **Biometrika**, V.51, p.429-438, 1964.
- CREED, J.C.; OLIVEIRA, A.E.S. Uma metodologia e análise de impactos ambientais. In: CREED, J.C.; PIRES, D.O.; FIGUEIREDO, M.A.O. (Eds) **Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande**, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. p. 351-370.
- CREED, J.C.; ABSALÃO, R.S.; BRASIL, A.C.S.; FIGUEIREDO, M.A.O.; FERREIRA, C.E.L.; PIRES, D.O.; SEREJO, C.S.; VENTURA, C.R.R. Sumário executivo. In: CREED, J.C.; PIRES, D.O.; FIGUEIREDO, M.A.O. (Eds) **Biodiversidade marinha da Baía da Ilha Grande**, Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2007. p. 19-39.
- CREMER, M.J.; HARDT, F.A.S.; TONELLO Jr., A.J. 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*, 2006, Armação de Búzios, **Book of Abstracts**. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública/FIOCRUZ, 2006. p.41.
- CRESPO, E.A. Conservation priorities for the tucuxi *Sotalia fluviatilis* in the action plan for cetacean conservation 2002-2010. In: WORKSHOP ON RESEARCH AND CONSERVATION OF THE GENUS *SOTALIA*, 2006, Armação de Búzios, **Book of abstracts**. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, 2006. p. 34.
- CROXALL, J.P. Southern ocean environmental changes: effects on seabird, seal, and whale population. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London B**, V.338, p.319-328, 1992.
- CUNHA, H.A.; SILVA, V.M.F.; LAILSON-BRITO, J.Jr.; SANTOS, M.C.O.; FLORES, P.A.C.; MARTIN, A.R.; AZEVEDO, A.F.; FRAGOSO, A.B.L.; ZANELATTO, R.C.; SOLÉ-CAVA, A.M. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, V.148, p.449-457, 2005.
- DI BENEDITTO, A.P.M.; RAMOS, R.M.A.; LIMA, N.R.W. **Os Golfinhos: Origem, classificação, captura acidental, hábito alimentar**. Porto Alegre: Cinco Continentes Editora, 2001. 152 p.
- DUPUCH, A.; DILL, L.M.; MAGNAN, P. Testing the effects of resource distribution and inherent habitat riskiness on simultaneous habitat selection by predators and prey. **Animal Behaviour**, V.78, p.705-713, 2009.
- ESPÉCIE, M.A.; TARDIN, R.H.O.; SIMÃO, S.M. Degrees of residence of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilha Grande Bay, south-eastern Brazil: a preliminary assessment. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, V.90. n.8, p.1633-1639, 2010.
- FLORES, P.A.C. Preliminary results of a photo-identification study of the marine tucuxi *Sotalia fluviatilis* in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, V.15, n.3, p.840-847, 1999.

- FLORES, P.A.C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis*. In: PERRIN, W.F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, G.M. (Eds.). **Encyclopedia of Marine Mammals**, San Diego: Academic Press, 2002. p. 1267-1269.
- FLORES, P.A.C.; BAZZALO, M. Home range and movement patterns of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, Southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, V.3, p.37-52, 2004.
- FRETWELL, S.D. **Populations in a seasonal environment**. New Jersey: Princeton University Press, 1972. 217 p.
- GONZALEZ, F.T. The use of photo-identification to study the Amazon river dolphin *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. **Marine Mammal Science**, V.10, p.348-353, 1994.
- GRIFFIN, R.B.; GRIFFIN, N.J. Temporal variation in Atlantic spotted dolphin (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) densities on the west Florida continental shelf. **Aquatic Mammals**, V.30, n.3, p.380-390, 2004.
- 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 photoidentification and other techniques to estimate population parameters. **Reports of the International Whaling Commission**, Special Issue 12, 440 p., 1990.
- HEITHAUS, M.R.; DILL, L.M. Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin habitat use. **Ecology**, V.83, n.2, p.480-491, 2002.
- IBAMA. **Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação**. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, 2001. 102p.
- IUCN. **Red List of Threatened Species**. Gland, Switzerland. 2004.
- JOLLY, G.M. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration: stochastic model. **Biometrika**, V.52, p.225-247, 1965.
- 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**, V.15, p.1115-1123, 1999.
- KATONA, S.; WHITEHEAD, H. Are Cetacea ecologically important? **Oceanography and Marine Biology Annual Review**, V.26, p.553-568, 1988.
- KREBS, C.J. **Ecological methodology**. 2 ed. New York: Addison-Wesley Longman Publishers, 1999. 620p.
- LEBRETON, J.D.; BURNHAM, K.P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D.R. Modelling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. **Ecological Monographs**, V.62, p.67-118, 1992.
- LODI, L.; HETZEL, B. Grandes agregações do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. **Bioikos**, V.12, n.2, p.26-30, 1998.

- LODI, L. Tamanho e composição dos grupos de botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, V.25, n.2, p.135-146, 2003.
- MAHIQUES, M.M. **Considerações sobre os sedimentos de superfície de fundo da Baía da Ilha Grande, Estado do Rio de Janeiro**. 1987. 158f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Universidade de São Paulo, São Paulo.
- MANLY, B.F.J.; McDONALD, T.L.; AMSTRUP, S.C. Introduction to the handbook. In: AMSTRUP, S.C.; McDONALD, T.L.; MANLY, B.F.J. (Eds.) **Handbook of capture-recapture analysis**, New Jersey: Princeton University Press, 2005a. p.1-21.
- MANLY, B.F.J.; AMSTRUP, S.C.; McDONALD, T.L. Capture-recapture in practice. In: AMSTRUP, S.C.; McDONALD, T.L.; MANLY, B.F.J. (Eds.) **Handbook of capture-recapture analysis**, New Jersey: Princeton University Press, 2005b. p.266-274.
- 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**, V.15, p.1329-1336, 1999.
- MAZZOIL, M.; McCULLOCK, S.D.; DEFRAN, R.H.; MURDOCH, E.M. Use of digital photography and analysis of dorsal fins for photoidentification of bottlenose dolphin. **Aquatic Mammals**, V.30, n.2, p.209-219, 2004.
- McDONALD, T.L.; AMSTRUP, S.C.; MANLY, B.F.J. Tag loss can bias Jolly-Seber capture-recapture estimates. **Wildlife Society Bulletin**, V.31, p.814-822, 2003.
- MENDES, S.; TURRELL, W.; LÜTKEBOHLE, T.; THOMPSON, P. Influence of the tidal cycle and a tidal intrusion front on the spatio-temporal distribution of coastal bottlenose dolphins. **Marine Ecology Progress Series**, V.239, p.221-229, 2002.
- MILLER, M.W.; ARADIS, A.; LANDUCCI, G. Effects of fat reserves on annual apparent survival of blackbirds *Turdus merula*. **Journal of Animal Ecology**, V.72, p.127-132, 2003.
- MONTEIRO-FILHO, E.L.A.; MONTEIRO, L.R.; REIS, S.F. Skull shape and size divergences in dolphins of the genus *Sotalia*: A tridimensional morphometric analysis. **Journal of Mammalogy**, V.83, n.1, p.125-134, 2002.
- MUEHE, D.; VALENTINI, E. **O litoral do Rio de Janeiro: Uma caracterização físico-ambiental**. Rio de Janeiro: FEMAR, 1998. 123p.
- NERY, M.F. **Fidelidade de habitat e estimativa populacional de *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) da Baía de Sepetiba – RJ, por meio da técnica de marcação-recaptura**. 2008. 51f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- NERY, M.F.; ESPÉCIE, M.A.; SIMÃO, S.M. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, V.25, n.2, p.182-187, 2008a.

- NERY, M.F.; ESPÉCIE, M.A.; SIMÃO, S.M. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) injuries as a possible indicator of fisheries interaction in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, V.56, n.4, p.313-316, 2008b.
- NEUMANN, D.R. The activity budget of free-ranging common dolphins (*Delphinus delphis*) in the northwestern Bay of Plenty, New Zealand. **Aquatic Mammals**, V.27, n.2, p.121-136, 2001.
- NICHOLS, J.D. Modern open-population capture-recapture models. In: AMSTRUP, S.C.; McDONALD, T.L.; MANLY, B.F.J. (Eds.) **Handbook of capture-recapture analysis**, New Jersey: Princeton University Press, 2005. p.88-123.
- NOGARA, P.J. **Caracterização dos ambientes marinhos da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu – Município de Paraty – RJ**. Relatório técnico, Fundação SOS Mata Atlântica. 2000. 83p.
- NORSE, E.A. **Global marine biological diversity: a strategy for building conservation into decision making**. Washington: Island Press, 1993. 383p.
- NOTT, M.P.; DeSANTE, D.F. Demographic monitoring and the identification of transients in mark-recapture models. In: SCOTT, J.M.; HEGLUND, P.J.; MORRISON, M.L.; HAUFLER, J.B.; RAPHAEL, M.G.; WALL, W.A.; SAMSON, F.B. (Eds.) **Predicting species occurrence: issues of accuracy and scales**, Washington: Island Press, 2002. p.727-736.
- PARRA G.J., CORKERON P.J.; MARSH H. Population sizes, site fidelity and residence patterns of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins: implications for conservation. **Biological Conservation**, V.129, p.167-180, 2006.
- 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**. 1999. 47f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.
- POLLOCK, K.H.; NICHOLS, J.D.; BROWNIE, C.; HINES, J.E. Statistical inference for capture-recapture experiments. **Wildlife Monographs**, V.107, p.1-97, 1990.
- POLLOCK, K.H.; ALPIZAR-JARA, R. Classical open-population capture-recapture models. In: AMSTRUP, S.C.; McDONALD, T.L.; MANLY, B.F.J. (Eds.) **Handbook of capture-recapture analysis**, New Jersey: Princeton University Press, 2005. p.36-57.
- PRADEL, R. Flexibility in survival analysis from recapture data: handling trap-dependence. In: LEBRETON, J.D.; NORTH, P.M. (Eds.) **Marked individuals in the study of bird population**, Basel: Birkhauser Verlag, 1993. p.29-37.
- PRADEL, R.; HINES, J.E.; LEBRETON, J.D.; NICHOLS, J.D. Capture-recapture survival models taking account of transients. **Biometrics**, V.53, p.60-72, 1997.

- 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.** 1997. 95f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.
- RAMOS, R.M.A.; DI BENEDITTO, A.P.M.; LIMA, N.R.W. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in northern Rio de Janeiro, Brazil. **Aquatic Mammals**, V.26, p.65-75, 2000.
- REEVES, R.R.; SMITH, B.D.; CRESPO, E.A.; DISCIARA, G.N. **Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans.** The World Conservation Union, IUCN, Gland, Switzerland. 2003.
- REILLY, S.B. Seasonal changes in distribution and habitat differences among dolphins in the eastern tropical Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, V.66, p.1-11, 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.** 2000. 145f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- ROSENBERG, D.K.; DeSANTE, D.F.; McKELVEY, K.S.; HINES, J.E. Monitoring survival rates of Swainson's thrush *Catharus ustulatus* at multiple scales. **Bird Study**, V.46, p.S198-S208, 1999.
- 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 the Marine Biological Association of the United Kingdom**, V.87, p.207-212, 2007.
- SANDERCOCK, B.K. Estimation of demographic parameters from live-encounter data: a summary review. **The Journal of Wildlife Management**, V.70, n.6, p.1504-1520, 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**, V.81, p.1049-1052, 2001.
- 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*, 2006, Armação de Búzios, **Book of abstracts**. Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, 2006. p. 51.
- SANTOS, M.C.O.; ROSSO, S. Social organization of marine tucuxi dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia Estuary of Southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, V.89, n.2, p.347-355, 2008.
- SCHWARZ, C.J.; ARNASON, A.N. A general methodology for the analysis of open-model capture-recapture experiments. **Biometrics**, V.52, p.860-873, 1996.
- SCHWARZ, C.J.; ARNASON, A.N. Jolly-Seber models in MARK. In: COOCH, E. G.; WHITE, G.C. (Eds.) **Program MARK: a gentle introduction**, Ft. Collins: Colorado State University, 2010. p.13/2-13/53.

- SEBER, G.A.F. A note on the multiple recapture census. **Biometrika**, V.52, p.249-259, 1965.
- SEBER, G.A.F. **The estimation of animal abundance and related parameters**. 2 ed. New York: Chapman, London and Macmillan, 1982. 654p.
- SIGNORINI, S.R. A study of the circulation in bay of Ilha Grande and bay of Sepetiba. Part I, an assessment to the tidally and wind-driven circulation using a finite element numerical model. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, V.29, n.1, p.41-55, 1980.
- SILVA, V.M.F.; BEST, R.C. *Sotalia fluviatilis*. **Mammalian Species**, V.527, p.1-17, 1996.
- 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**, V.7, n.1, p.31-39, 2000.
- SIMÕES-LOPES, P.C. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* GERVAIS, 1853, (CETACEA: DELPHINIDAE) no limite sul da sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, V.1, n.1, p.57-62, 1988.
- SIRGUNJÓNSSON, J.; VÍKINGSSON, G.A. Seasonal abundance of and estimated food consumption by cetaceans in Icelandic and adjacent waters. **Journal of Northwestern Atlantic Fisheries Science**, V.22, p.271-287, 1997.
- STEVICK, P.T.; PALSBOÛLL, 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**, V.58, p.1861-1870, 2001.
- VAN BRESSEM, M.F.; VAN WAEREBEEK, K.; REYES, J.C.; FÉLIX, F.; ECHEGARAY, M.; SICILIANO, S.; DI BENEDITTO, A.P.; FLACH, L.; VIDDI, F.; AVILA, I.C.; HERRERA, J.C.; TOBÓN, I.C.; BOLAÑOS, J.; MORENO, I.B.; OTT, P.H.; SANINO, G.P.; CASTINEIRA, E.; MONTES, D.; CRESPO, E.; FLORES, P.A.C.; HAASE, B.; MENDONÇA-DE-SOUZA, S.M.F.; LAETA, M.; FRAGOSO, A.B. A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American waters. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, V.6, p.7-42, 2007.
- WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; SIMÕES-LOPES, P.C. Aggressive interactions between bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Aquatic Mammals**, V.30, p.391-397, 2004.
- WEDEKIN, L.L.; DAURA-JORGE, F.G.; PIACENTINI, V.Q.; SIMÕES-LOPES, P.C. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénéden, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, V.67, n.1, p.1-8, 2007.
- WEIR, C.R.; STOCKIN, K.A.; PIERCE, G.J. Spatial and temporal trends in the distribution of harbor porpoises, white-beaked dolphins and minke whales off Aberdeenshire (UK), north-western North Sea. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, V.87, p.327-338, 2007.
- WHITEHEAD, H.; REEVES, R.R.; TYACK, P.L. Science and the conservation, protection, and management of wild cetaceans. In: MANN, J.; CONNOR, R.C.; TYACK, P.;

- WHITEHEAD, H. (Eds.) **Cetacean Societies: Field studies of dolphins and whales**, Chicago and London: The University of Chicago Press, 2000. p.308-332.
- 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**, V.71, p.2080-2088, 1993.
- WILSON, B.; THOMPSON, P.M.; HAMMOND, P.S. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. **Journal of Applied Ecology**, V.34, p.1365-1374, 1997.
- WILSON, B.; THOMPSON, P.M.; HAMMOND, P.S. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. **Ecological Applications**, V.9, n.1, p.288-300, 1999.
- WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science**, V.198, p.755-756, 1977.
- ZOLMAN, E.S. Residence patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Stono River Estuary, Charleston County, South Carolina, U.S.A. **Marine Mammal Science**, V.18, n.4, p.879-892, 2002.